

NOLLAKUITU HEVOSTEN JALOITTELUTARHOJEN TYPPI- JA FOSFORIKUORMITUKSEN VÄHENTÄJÄNÄ

Anna-Maria Tuovinen
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Elintarvike- ja ympäristötieteiden
laitos
Maaperä- ja ympäristötiede
Elokuu 2017



Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos/Institution– Department	
Faculty of Agriculture and Forestry		Department of Food and Environmental Sciences	
Tekijä/Författare – Author			
Anna-Maria Tuovinen			
Työn nimi / Arbetets titel – Title			
The potential of boardmill sludge in preventing phosphorus and nitrogen leaching from horse paddocks			
Oppiaine /Läroämne – Subject			
Environmental Soil Science			
Työn laji/Arbetets art – Level	Aika/Datum – Month and year	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages	
Master's thesis	August 2017	42	
Tiivistelmä/Referat – Abstract			
<p>In the areas of high horse density there is a risk of phosphorus and nitrogen leaching from horse paddocks to natural waters where nutrients can cause eutrophication. There is a need to find an efficient and practical way to reduce the leaching of nutrients. Papermill sludges are by-products of paper industry and consist of wood fibers and contain substantial amounts of organic carbon. The sludges that are low on nutrients can be used as soil amendments in agriculture as they improve the physical properties and enhance the biological activity of the soil. As a result, the leaching of nutrients is also reduced. In this experiment, it was investigated if papermill sludge low on nutrients, but containing calcium carbonate and kaolinite, could be used to reduce phosphorus and nitrogen leaching from horse paddocks.</p> <p>The leachate study consisted of 15 columns. To three columns were added 20 cm, 10 cm, 5 cm, 10 cm (mixed with soil) and 0 cm (control) of sludge. Mixture (440 mg P kg⁻¹ DM, 4000 mg N kg⁻¹ DM) containing soil and horse manure was added to the top of the columns. Experiment was done in +22 °C. It lasted 27 days during which 3,15 liters of water was added to each of the columns. Leachate was collected in ten days during the experiment from which total P, total N, total C, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N ja PO₄³⁻-P were analysed. Turbidity, electric conductivity and pH were also measured.</p> <p>Papermill sludge reduced the amount of both phosphorus and nitrogen in the leachate. Compared to the control, 20 cm of sludge reduced the amount of both total and phosphate phosphorus over 90%. The main reason for this was the decreasing of turbidity but immobilisation to microbial biomass possibly also had some effect. The amount of total nitrogen was reduced 44% in the leachate from the column containing 20 cm of sludge compared to the control but the amount of ammonium nitrate was greatest in the leachate from the columns containing 20 cm of sludge. The reduction of total nitrogen was likely a result of immobilisation to microbial biomass. Mixing together sludge and soil added to the amount of leached phosphorus and nitrogen compared to the unmixed sludge but improved the water flow in the column. This experiment shows that boardmill sludge has potential to reduce the leaching of phosphorus and nitrogen from horse paddocks. More research is needed to investigate the duration of the effect.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
boardmill sludge, phosphorus, nitrogen, horse paddock			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
http://ethesis.helsinki.fi/			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			
Supervisors: Sanna Kanerva, Laura Alakukku and Janna Pietikäinen			



Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos/Institution– Department
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos
Tekijä/Författare – Author		
Anna-Maria Tuovinen		
Työn nimi / Arbetets titel – Title		
Nollakuitu hevosten jaloittelutarhojen typpi- ja fosforikuormituksen vähentäjänä		
Oppiaine / Läroämne – Subject		
Maaperä- ja ympäristötiede		
Työn laji/Arbetets art – Level	Aika/Datum – Month and year	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages
Pro gradu -tutkielma	Elokuu 2017	42
Tiivistelmä/Referat – Abstract		
<p>Hevosten jaloittelutarhat voivat aiheuttaa typpi- ja fosforikuormitusta vesistöihin erityisesti alueilla, joilla hevostiheys on suuri, ja siten paikallisesti vaikuttaa vesistöjen rehevöitymiseen. On tullut tarve löytää jaloittelutarhojen ravinnekuormitusta vähentävä keino, joka on tehokas ja käytännöllinen.</p> <p>Kuitulietteet ovat metsä- ja paperiteollisuuden sivutuotteita, jotka koostuvat puukuiduista ja sisältävät runsaasti orgaanista hiiltä. Osa vähäravinteisista kuitulietteistä on käytössä maanparannusaineina, sillä ne parantavat maan fysikaalisia ominaisuuksia ja lisäävät maan biologista aktiivisuutta, minkä seurauksena myös ravinteiden huuhtoutuminen vähenee. Tässä tutkimuksessa selvitettiin, voisiko vähäravintainen, kalsiumkarbonaattia ja kaoliinisavea sisältävä nollakuitu vähentää typen ja fosforin huuhtoutumista hevosten jaloittelutarhoista.</p> <p>Tutkimus tehtiin laboratoriossa maapylväiden avulla. Koejäseniä oli viisi (N=3) ja niihin lisättiin nollakuitua 20 cm, 10 cm, 5 cm, 10 cm sekoitettuna maa-ainekseen ja 0 cm (kontrolli). Pylväiden pinnalle lisättiin seosta, joka sisälsi maa-ainesta sekä hevosen lantaa ja virtsaa. Seoksessa oli fosforia 440 mg kg⁻¹ k.a ja typpeä 4000 mg kg⁻¹ k.a. Koe tehtiin +22 °C:ssa ja se kesti 27 vuorokautta, jonka aikana jokaiseen pylvääseen lisättiin yhteensä 3,15 litraa vettä. Pylväiden läpi suodautunutta vettä kerättiin kymmenenä vuorokautena, ja vedestä analysoitiin kokonais-P, -N ja -C, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N ja PO₄³⁻-P. Lisäksi mitattiin suotoveden sameus, sähkönjohtavuus ja pH.</p> <p>Nollakuitu vähensi sekä fosforin että typen määrää suotovedessä, mutta mitä enemmän pylväässä oli nollakuitua, sitä huonommin vesi suodautui. Kokonais- ja fosfaattifosforia suodautui yli 90 % vähemmän 20 cm nollakuitua sisältäneistä pylväistä kuin kontrollipylväistä. Fosforin pidättymiseen vaikutti nollakuidun maapartikkeleita suodattava vaikutus ja mahdollisesti mikrobibiomassaan immobilisoitunut fosfori. Kun nollakuitua oli 20 cm, väheni kokonaistypen määrä suotovedessä 44 % verrattuna kontrollipylvääseen, mutta ammoniumtyppeä suodautui eniten 20 cm nollakuitua sisältäneistä pylväistä. Typen pidättyminen oli todennäköisesti seurausta immobilisaatiosta. Nollakuidun sekoittaminen maa-ainekseen lisäsi typen ja fosforin määrää suotovedessä verrattuna sekoittamattomaan nollakuituun. Sekoittaminen kuitenkin paransi veden suodautumista pylvään läpi. Voidaan todeta, että nollakuidulla on potentiaalia pidättää sekä fosforia että typpeä hevosten jaloittelutarhoista. Lisää tutkimusta tarvitaan ravinteita pidättävän vaikutuksen keston selvittämiseksi.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords		
nollakuitu, kuituliete, fosfori, typpi, jaloittelutarha		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited		
http://ethesis.helsinki.fi/		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information		
Ohjaajat: Sanna Kanerva, Laura Alakukku ja Janna Pietikäinen		

1. Johdanto.....	5
2. Hevosten jaloittelutarhoja koskeva lainsäädäntö	7
3. Fosforin ja typen maaperäkäyttäytyminen sekä pitoisuudet jaloittelutarhoissa	8
3.1 Maaperän fosforin reaktiot.....	8
3.2 Typpi maaekosysteemeissä.....	11
3.3 Ravinteet jaloittelutarhoissa	13
4. Kuitulietteet ravinnehuuhtoutumien vähentäjinä.....	14
5. Tutkimuksen tavoitteet.....	15
6. Materiaalit ja menetelmät	16
6.1 Koejärjestely	16
6.2 Suotovedestä tehdyt analyysit	21
6.3 Tulosten tilastollinen tarkastelu	22
7. Tulokset.....	22
7.1 Fosfori.....	22
7.2 Typpi.....	24
7.3 Hiili	26
7.4 Sameus, sähkönjohtokyky ja pH.....	28
8. Tulosten tarkastelu	30
9. Johtopäätökset	35
Lähteet.....	38

1. Johdanto

Vuonna 2015 Suomessa oli 74 200 hevosta ja määrä on pysynyt tasaisena viimeisen seitsemän vuoden ajan (Hippolis ym. 2016). Eniten hevosia oli sodan jälkeen 1950-luvulla (410 000) ja vähiten 1980-luvulla, jolloin niitä oli noin 30 000 (Suomen Hippos ry 2016). On arvioitu, että hevosten määrä kasvaa 90 000:een vuoteen 2030 mennessä (Hyypä ym. 2014). Hevosen rooli yhteiskunnassa on vuosien kuluessa muuttunut maatalouden työjuhdata harrastuskumppaniksi. Tämän seurauksena myös hevosten alueellinen jakaantuminen on muuttunut. Hevosten määrä maatiloilla on vähentynyt ja niiden määrä on lisääntynyt kaupunkien ja taajamien ympärillä, jolloin matka kodin ja harrastuspaikan välillä on kohtuullinen (Hyypä ym. 2014). Hevostiheyden kasvaminen tietyillä alueilla lisää ravinteiden vesistöihin päättymisen riskiä. Esimerkiksi Vantaanjoen varrella on useita hevoskeskittymiä, joiden jaloittelutarhoista huuhtoutuvat ravinteet voivat päätyä Itämereen.

Jo aiemmin Suomessa ja Ruotsissa tehdyt tutkimukset hevosten jaloittelutarhojen ravinnekuormituksista osoittavat, että ongelma on todellinen: fosfori- ja typpipitoisuudet ovat korkeita niin maaperässä kuin pintavalunta- ja suotovesissäkin (Airaksinen ym. 2007, Närvänen ym. 2008, Parvage ym. 2015). Ongelmaa on yritetty ratkaista erilaisin keinoin. Yksinkertaisimmillaan sekä typen että fosforin huuhtoutuminen vähenee, kun tarhoista poistetaan lanta säännöllisesti (Saastamoinen ym. 2014). Fosforin pääsyä vesistöihin voidaan vähentää lisäämällä rautakipsiä jaloittelutarhan pohjaan, jolloin fosforin liukoisuus vähenee, tai johtamalla pintavalunnan vedet erilliseen altaaseen, jossa fosfori saostetaan rautasulfaatilla (Närvänen ym. 2008, Uusi-Kämppä ym. 2012). Suomen ilmasto aiheuttaa erityisiä haasteita, sillä talvella ulosteet jäätyvät ja niiden kerääminen on vaikeaa, ja keväällä lumen sulamisvedet aiheuttavat huomattavaa pintavaluntaa (kuva 1).



Kuva 1. Pintavaluntaa hevosten jaloittelutarhassa.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin laboratoriokokein, voisiko metsä- ja paperiteollisuuden sivutuote, vähäravinteinen kuituliete, toimia hevosten jaloittelutarhojen aiheuttaman typpi- ja fosforikuormituksen vähentämisessä. Aihetta ei ole aiemmin tutkittu tässä kontekstissa, mutta syitä sen esiin nostamiselle on useita:

1. Kuitulietteellä on potentiaalia pidättää sekä typpeä että fosforia.
2. Kuitulietteeseen pidäytyneet ravinteet voidaan kierrättää lannoitteena pelloille ja samalla kuituliete toimii maanparannusaineena.
3. Uusi käyttötarkoitus paperiteollisuuden sivuvirrälle.

Tämän pro gradu -tutkielman aihe on erittäin ajankohtainen, sillä vuonna 2016 yksi hallituksen kärkihankkeista oli lisätä ravinteiden kierrätystä ja siten parantaa vesiensuojelua (VNK 2016). Hevosienlannan ravinteiden kierrätyksen kehittäminen oli yksi kärkihankkeen konkreettisista tavoitteista. Tutkielma tehtiin osana Helsingin kaupungin ja Helsingin yliopiston yhteistä graduprojektia. Graduprojekti on osa Helsingin ja Turun kaupunkien vuonna 2007 käynnistämää Itämerihaastetta. Pro gradu -tutkielman tekemiseen myönnettiin Helsingin Energian 100-vuotisrahaston rahoittama stipendi ja analyysiraha.

Tutkielman kirjallisuuskatsauksessa tarkastellaan ensin hevosten jaloittelutarhoihin liittyvää lainsäädäntöä sekä siihen liittyviä ongelmakohtia. Toiseksi selvitetään fosforin ja typen maaperäkäyttäytymistä sekä jaloittelutarhojen aiheuttamaa ravinnekuormitusta. Lopuksi tutustutaan lyhyesti kuitulietteisiin sekä niiden käyttöön maanparannuksessa ja ravinteiden sitoijina.

2. Hevosten jaloittelutarhoja koskeva lainsäädäntö

Jaloittelutarhalla tarkoitetaan tässä tutkielmassa aidattua, kasvipeitteetöntä jaloittelualuetta, jossa hevoset voivat liikkua vapaasti. Suositusten mukaan tarhan pinta-alan tulisi olla vähintään 1000 m² ja useamman hevosen laumassa lisäksi 200 – 250 m² hevosta kohti (Lehtinen 2010). Hevosten jaloittelutarhoja ja niiden ravinnepestöjä koskeva lainsäädäntö on hajanaista ja monitulkintaista. Osa lainsäädännöstä koostuu yleisistä laeista, jotka koskevat kaikkea toimintaa, josta saattaa aiheutua haittaa ympäristölle. Esimerkiksi ympäristönsuojelulaki (Eduskunta 2014) määrää, että toiminta on luvanvaraista, jos siitä saattaa aiheutua vesistön pilaantumista tai kohtuutonta haittaa naapurille. On myös lakeja ja asetuksia, joissa on määräyksiä erityisesti talleja ja hevosia koskien. Valtionneuvoston (VN 2010) asetus hevosten suojelusta määrää, että “ulkotarhan ja laitumen on oltava riittävän tilava ottaen huomioon eläimen rotu, koko, ikä, sukupuoli sekä siellä pidettävien eläinten lukumäärä ja aktiivisuus. Maaston, kasvillisuuden ja maapohjan on oltava hevoselle sopivia.” Talleja koskee myös hajakuormituksen sääntely, kuten esimerkiksi nitraattiasetus (VN 2014a), jossa rajoitetaan tarhojen sijoittumista pohjavesien, tulva-alueiden, vesistöjen ja ojien läheisyyteen. Talleja koskevat määräykset ovat tiukempia, jos hevosia on yli 60, jolloin tallilta vaaditaan ympäristölupa, tai jos talli saa maataloustukia (VN 2014b). Ympäristölupaa varten tehdään tarkempi selvitys toiminnan ympäristövaikutuksista ja maataloustukia saavaa toimintaa koskee Maa- ja metsätalousministeriön asetus (MMM 2015) tuettavien hevostaloustalouksien rakennusteknisistä ja toiminnallisista vaatimuksista. Asetuksessa todetaan, että “ulkoilutarha on muotoiltava ja pohjustettava siten, että vesi poistuu tarhasta sateen jälkeen riittävässä määrin”. Maataloustukia voi saada, jos tilalla on vähintään kolme hehtaaria tukikelpoista peltoa tai toiminta on suomenhevosten kasvatusta. Mitä lähempänä suuria asutuskeskuksia talli sijaitsee, sen epätodennäköisempää on, että kumpikaan tukien kriteereistä täyttyy.

Monet talleja koskevista päätöksistä tehdään kuntatasolla, sillä paikalliset olot on haluttu ottaa huomioon lakien täytäntöönpanossa (YM 2008). Esimerkiksi ympäristölupa-asiat käsittelee kunnan ympäristönsuojeluviranomainen ja tallien rakentamiseen ja maankäyttöön vaikuttaa kunnan maapolitiikka (Eduskunta 1999). Ympäristöministeriö on julkaissut raportteja, kuten Hevostallien ympäristönsuojeluohje (YM 2003) ja Hevostallityöryhmän raportti (YM 2008), jotka on tarkoitettu kunnan viranomaisten

käytettäväksi hevosalleihin liittyvän lainsäädännön tulkinnassa ja yhtenäistämässä. Suositukset hevosten jaloittelutarhoista koskevat niiden kokoa, puhdistusta sekä etäisyyttä vesistöistä. Tarhojen sijaintia kunta voi valvoa, mutta tarhojen säännöllisen puhdistuksen valvonta on käytännössä mahdotonta.

Viime vuosien aikana valtion toimielimet, kunnat, hevosalojen järjestöt sekä tutkimuskeskukset ovat useissa hankkeissa selvittäneet, miten muuttuva hevosalous vaikuttaa yhteiskuntaan ja miten siihen tulisi reagoida (YM 2003, Agropolis Oy 2008, Hyyppä ym. 2014). Keskeisenä huolenaiheena on ollut hevosallien vaikutus ympäristöön. Erityisesti on haluttu rajoittaa talleilta vesistöihin päätyvien ravinteiden määrää. Erityisenä haasteena on ollut tiedon välittyminen talliyrittäjille. EU:n tukeman Equine life -hankkeen loppuraportissa (Agropolis Oy 2008) todettiin, että suurin osa talleista on pieniä yrityksiä, jotka aluksi toimivat harrastuspohjalta ja vähitellen laajenivat yritystoiminnaksi. Tästä syystä toimijoilla ei usein ole hevosalan koulutusta ja lisäksi heillä on puutteelliset tiedot yrittäjyydestä. Koska toiminta on usein huonosti kannattavaa, yrittäjät eivät ole valmiita tekemään investointeja ympäristön suojelemiseksi, jos siitä ei ole välitöntä hyötyä kustannusten säästämiseksi.

3. Fosforin ja typen maaperäkäyttäytyminen sekä pitoisuudet jaloittelutarhoissa

3.1 Maaperän fosforin reaktiot

Fosforin pitoisuus maaperässä vaihtelee suuresti riippuen maan kerroksesta ja tekstuurista, maannoksesta ja sen iästä, sekä maankäytöstä. Maaperän fosforivarat jaotellaan usein biosaatavuuden mukaan kolmeen varastoon tai pooliin, jotka ovat aktiivinen, labiili ja stabiili. Fosfori liikkuu aktiivisen ja labiilin sekä labiilin ja stabiilin poolin välillä. Aktiivisessa poolissa fosfori on liukoisena maavedessä ja se on heti biologisesti käyttökelpoista, mutta reservi on hyvin pieni. Maavedessä fosforia esiintyy eniten divetyfosfaattina (H_2PO_4^-) ja monovetyfosfaattina (HPO_4^{2-}), jotka molemmat ovat kasvien ja mikrobien käytettävissä.

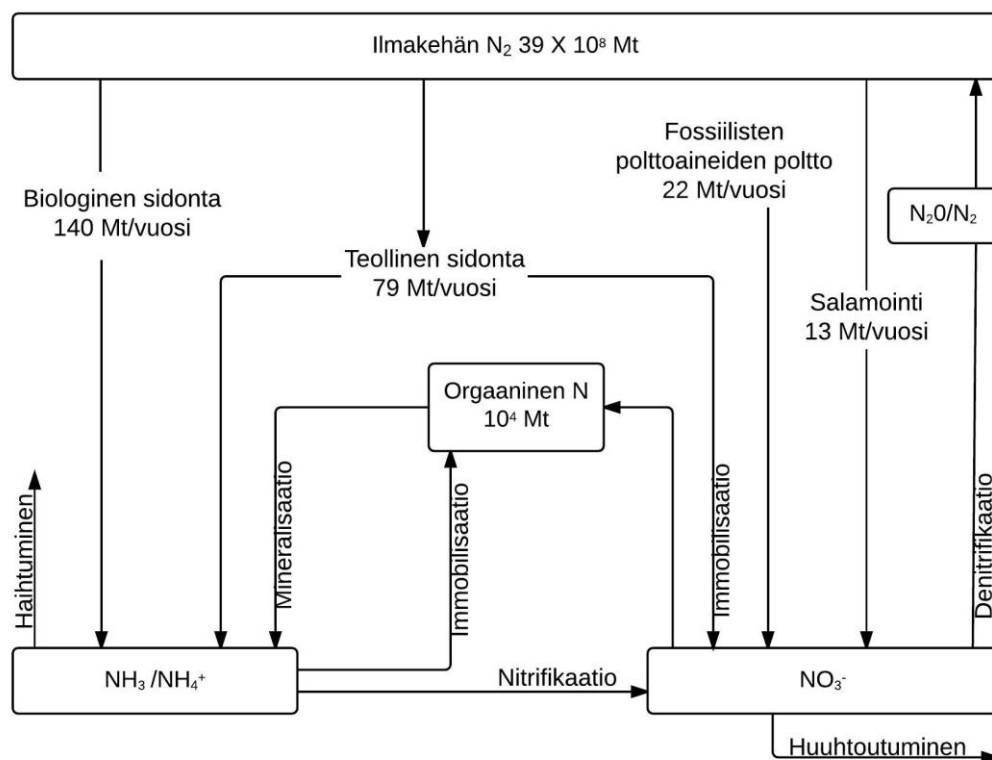
Labiili pooli käsittää helposti mobilisoituvan fosforin, jota on esimerkiksi helposti hajoavan orgaanisen aineksen fosfori tai oksidien pinnoille sitoutunut fosfaatti (PO_4^{3-}), monovetyfosfaatti ja divetyfosfaatti, joiden vallitseva muoto riippuu maan pH:sta. Fosfaattia adsorboituu myös savimineraalien murtopinnoille, mutta määrällisesti oksidit pidättävät fosfaattia merkittävästi enemmän. Fosfori sitoutuu fosfaattianionina spesifisesti Fe- ja Al-oksidiin pinnoille ligandinvaihdolla (Muljadi ym. 1966, Hingston ym. 1967, Hingston ym. 1972). Ligandinvaihdossa fosfaatti-ionin happiatomi korvaa OH_2^- tai OH-ryhmän eli ligandin oksidipinnan metallikationin koordinaatiokehässä. Muodostunut sidos on kovalenttinen. Fosfaatin sitoutuessa yhdellä sidoksella oksidipinnan keskuskationiin kyseessä on monodentaattinen sidos ja kahden sidoksen muodostuessa bidentaattinen sidos (kuva 2). Bidentaattinen sidos on vahvempi kuin monodentaattinen ja sitoutuminen on siten irreversiibeliä (Hingston ym. 1974). Bidentaattista sitoutumista tapahtuu, kun fosfaattipitoisuus on pieni ja sitoutumispinnoilla on paljon tilaa ja monodentaattista sitoutumista suurissa konsentraatioissa sitoutumispinnan täyttyessä. Maaveden ja sitoutumispintojen välillä on pyrkimys tasapainoon fosfaatin suhteen; maanesteen fosforipitoisuuden kasvaessa pidäytyminen lisääntyy, kun taas fosforipitoisuuden laskiessa fosforia vapautuu pinnoilta maanesteeseen. Spesifinen sitoutuminen tehostuu maan happamuuden lisääntyessä, sillä silloin oksidien pinnoilla on enemmän OH_2^- -ryhmiä jotka syrjäytyvät helpommin kuin OH-ryhmät. Syynä tähän on se, että OH_2^- -ryhmät lisäävät sitoutumispinnan positiivista varausta, mikä helpottaa anionin sitoutumista (Rajan ym. 1974). Korkea pH puolestaan edistää fosfaatin desorboitumista. Myös anionin adsorboituminen ja desorboituminen vaikuttaa sitoutumispinnan varaukseen (Hingston ym. 1967, Hingston ym. 1974).

ylläpitämiseksi eli mitä enemmän maavedessä on fosforia, sitä suurempi on fosforin kyllästysaste. Toisaalta maaveden fosforipitoisuuden laskiessa, esimerkiksi silloin kun kasvit ottavat fosforia, pinnoilta vapautuu fosforia maaveteen tasapainon ylläpitämiseksi. Maahiukkasten pinnoilla olevat fosforin sitoutumispaikat voiva täyttyä esimerkiksi pitkäaikaisen lannoituksen seurauksena. Jos maaveden fosforipitoisuus yhä kasvaa, maahiukkaset eivät enää voi ylläpitää tasapainoa pidättämällä fosfaattia sitoutumispaikoille, minkä seurauksena riski fosforin huuhtoutumiseen kasvaa. Suurimman riskin vesistöille aiheuttaa kuitenkin pintavalunnan ja eroosioaineksen fosfori, sillä eroosioaineksen päätyessä vesistöön, maahiukkasia ympäröivä vesi on fosforin suhteen paljon laimeampaa kuin maavesi ja siten maahiukkasista desorboituu fosfaattia veteen huomattavia määriä. Näin voi käydä myös esimerkiksi silloin, kun sadevedet ja lumen sulamisvedet huuhtovat maata hevosten jaloittelutarhoissa. Vesistöihin päätynyt fosfori lisää biomassan määrää ekosysteemissä, koska fosfori on yleensä kasvua rajoittava tekijä vesistössä. Levämassan kuollessa se painuu pohjaan ja hajoaa, jonka jälkeen pohjasedimentti sitoo liukoista fosforia samoin mekanismein kuin maa-aineskin. Levämassan hajotus kuluttaa veden happivaroja, minkä seurauksena pohjasedimentin ferrirauta (Fe^{3+}) pelkistyy ferroraudaksi (Fe^{2+}), rautaoksidien rakenne hajoaa ja niiden sitoma fosfori vapautuu lisäten fosforikuormitusta ja siten rehevöitymistä.

3.2 Typpi maaekosysteemeissä

Ilmakehässä ja maaekosysteemeissä kiertävä typpi esiintyy kemiallisesti monessa muodossa (kuva 3). Maaekosysteemeissä typen yhdisteet muuttuvat toisiksi hapetus-pelkistysreaktioiden seurauksena ja usein mikro-organismien välityksellä. Osa yhdisteistä on haihtuvia ja päätyvät ilmakehään, mutta maaperässä oleva typpi on joko orgaanisessa- tai mineraalimuodossa. Orgaanisessa muodossa oleva typpi on immobilisoitunut osaksi eliöiden tai niiden jäänteiden rakennetta. Kun eliöiden jäänteet hajoavat, heterotrofiset mikrobit hajottavat niiden monimutkaisia orgaanisia yhdisteitä yksinkertaisemmiksi. Tässä mineralisaatioksi kutsutussa prosessissa typpi vapautuu ammoniakkinä (NH_3). Emäksisessä maaperässä se pysyy ammoniakkinä ja haihtuu helposti, mutta maan pH:n ollessa alle 7 se muuttuu ammoniumiksi (NH_4^+). Ammonium voi kationina sitoutua vaihtuvaan muotoon maaperän negatiivisesti varautuneisiin pintoihin, muuntua korkeassa pH:ssa takaisin ammoniakiksi tai hapettua aerobisissa

oloissa nitrifikaatiobakteerien välityksellä nitraatiksi (NO_3^-). Nitraatilla on negatiivinen varaus, mutta koska se on vahvan hapon anioni, se ei sitoudu Fe- ja Al-oksidiin pinnalle spesifisesti ligandinvaihtomekanismilla, kuten fosfaatti heikon hapon anionina tekee. Koska nitraattimuodossa oleva typpi ei sitoudu maa-ainekseen se kulkeutuu maaveteen liuenneena ja on huuhtoutumiselle altis yhdiste. Huuhtoutumisen seurauksena se voi päätyä pinta- tai pohjavesiin. Pintavesissä typen pitoisuuden lisääntyminen voi aiheuttaa rehevöitymistä, jos typpi on ekosysteemissä kasvua rajoittava tekijä. Anaerobisissa oloissa denitrifikaatiobakteerit pelkistävät nitraattia: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \uparrow \rightarrow \text{N}_2 \uparrow$. Denitrifikaatiossa syntyy kaasumaisia yhdisteitä, joista dityppioksidi (N_2O) on kasvihuonekaasu.



Kuva 3. Typen kierto (Kuva muokattu lähteestä Addiscott 2005).

Epäorgaanisena mineraalityypinä, ammoniumina ja nitraattina, typpi on siinä muodossa, että kasvit voivat käyttää sitä ravinteena ja mikrobit rakennusaineena, jolloin typpi taas immobilisoituu. Maaperässä voi tapahtua useita typen kierron prosesseja samanaikaisesti ja ympäristötekijät kuten kosteus, happitilanne, pH ja lämpötila, vaikuttavat siihen missä muodossa typpi esiintyy. Nettomineralisaatioon, eli mikrobien kykyyn vapauttaa orgaanisista typpiyhdisteistä mineraalityppeä, vaikuttaa hajotettavan orgaanisen aineksen

hiilen ja typen suhde (C/N). Jos suhde on korkea, nettomineralisaatiota ei tapahdu, sillä mikrobit käyttävät itse kaiken mineralisaatiossa vapautuvan typen, eli immobilisaatio on yhtä suurta kuin mineralisaatio.

3.3 Ravinteet jaloittelutarhoissa

Hevosen ulosteisiin erittyy vuodessa noin 53 kg typpeä ja 8 kg fosforia (Saastamoinen ym. 2014). Typestä 68 % erittyy virtsan mukana, kun taas lähes kaikki fosfori on lannassa ja siitä 68–100 % on liukoisessa muodossa (Saastamoinen ym. 2014). Hevoset ulkoilevat jaloittelutarhoissa keskimäärin seitsemän tuntia vuorokaudessa, joten niissä on kolmasosa hevosten tuottamista ravinteista (Pikkarainen 2005). Siten esimerkiksi kolmen hevosen tuottamat ravinteet kooltaan suosituksen mukaiseen (1400 m²) jaloittelutarhaan ovat määrältään 380 kg N/ha/vuosi ja 60 kg P/ha/vuosi. Vertailun vuoksi todettakoon, että ympäristökorvauksen sitoumusehtojen mukaan typpeä voi levittää viljapelloille 60–100 kg/ha/vuosi ja fosforia enimmillään 34 kg/ha/vuosi (Mavi 2015). On myös otettava huomioon, että jaloittelutarha on kasvipeitteetön, joten ravinteita ei poistu sadon mukana. Jaloittelutarhojen ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat monet tekijät, kuten sääolosuhteet, maaperän ominaisuudet, hevostiheys, jaloittelutarhan käyttöikä ja siivouskäytännöt sekä hevosten ruokavalio (Airaksinen ym. 2007, Saastamoinen ym. 2014, Parvage ym. 2015). Ravinnepitoisuudet ovat suurimmat ruokinta-alueilla tai alueilla, joille hevoset ulostavat (Airaksinen 2007).

Aiemmissa tutkimuksissa on osoitettu, että jaloittelutarhojen maaperässä on korkeita fosforipitoisuuksia (Airaksinen ym. 2007, Närvänen ym. 2008, Parvage ym. 2015). Parvagen ym. (2015) tutkimuksessa seitsemän jaloittelutarhan ruokailu- ja ulostusalueiden fosforinkyllästysasteet olivat keskimäärin 44–66 %, kun 25 % pidetään raja-arvona sille, että fosforia huuhtoutuu. Närväsen ym. (2008) mukaan suurimmat fosforipitoisuudet ovat pintamaassa 0–2 cm syvyydessä ja näytteistä puolet oli Viljavuuspalvelun (2000) luokituksen mukaan fosforin suhteen arveluttavan korkeita. Tutkimuksessa selvisi myös, että vielä 20 cm:n syvyydessä oli kohonneita fosforipitoisuuksia, mutta pitoisuudet vähenivät voimakkaasti 20 cm:n ja 100 cm:n välillä. Voidaankin todeta, että fosforipitoisuus kasvaa ajan mittaan erityisesti pintamaassa. Närväsen ym. (2008) mukaan korkeat fosforipitoisuudet olivat yllättäviä, sillä tarhojen pintamaa oli vaihdettu vuosittain.

Airaksinen ym. (2007) mittasivat tarhojen pintavalunnassa suuria typpipitoisuuksia, jopa 140 mg N l^{-1} , mutta Parvage ym. (2015) totesivat typen huuhtoutumisen riskin olevan vain kohtalainen. Toisaalta typpeä voi poistua myös kaasuna, esimerkiksi dityppioksidina, jota muodostuu vähähappisissa oloissa tapahtuvan denitrifikaation seurauksena.

4. Kuitulietteet ravinnehuuhtoutumien vähentäjinä

Kuitulietteet ovat metsä- ja paperiteollisuuden sivutuotteita, jotka syntyvät jäteveden puhdistuksessa tapahtuvassa esiselkeytyksessä, jossa jäteveden kiintoaines laskeutetaan. Ne koostuvat puukuiduista ja sisältävät runsaasti orgaanista hiiltä. Kuitulietteitä kutsutaan myös kuivalietteiksi, sillä ne ovat olomuodoltaan kiinteitä ja sisältävät vettä 35–75 % (Matilainen ym. 2014). Kuitulietteitä ovat esimerkiksi primääriliete, oksarejekti ja nollakuitu. Kuituliete on Elintarviketurvallisuusviraston (Evira) kansallisessa lannoitevalmisteiden tyyppinimiluettelossa määritelty puuteollisuuden kuivalietteeksi, joka ei sisällä merkittävästi ravinteita (Evira 2016). Lisäksi lannoitekäyttöön tarkoitetut kuivalietteet eivät saa ylittää niille määrättyjä raskasmetallien pitoisuuksia tai sisältää taudinaiheuttajia (Matilainen ym. 2014). Osaa kuivalietteistä voidaan käyttää myös luomuviljelyssä ja kotieläinten kuivikkeina (Matilainen ym. 2014). Joitakin kuivalietteitä kuuluu Eviran Luomulannoiteluettelossa luokkaan 3 Maanparannusaineet (Evira 2017). Lannoitevalmistuslain (Eduskunta 2006) mukaan maanparannusaineilla tarkoitetaan aineita "joita lisätään maahan sen fysikaalisten ominaisuuksien ylläpitämiseksi ja parantamiseksi tai lisäämään maan biologista toimintaa".

Tutkimusten mukaan kuitulietteet parantavat maan vedenpidätyskykyä ja lisäävät maan hiilipitoisuutta, jonka seurauksena myös maan mikrobibiomassa kasvaa (Chantigny ym. 2000). Mikrobiaktiivisuuden lisääntyminen lisää myös mikrobien tuottamien, maapartikkeleita toisiinsa sitovien, polysakkaridien ja polymeerien määrää maassa, mikä edelleen parantaa maan mururakennetta (Muukkonen ym. 2009). Vähäravinteisen kuitulietteen kyky vähentää typen huuhtoutumista perustuu mikrobiaktiivisuuden lisääntymiseen; mikrobit käyttävät lietteen hiilipitoisia yhdisteitä energianlähteenä ja immobilisoivat maaperässä olevaa mineraalityppeä solurakenteisiinsa (Hamnér ja

Kirchmann 2005). Anderson ym. (1980) selvittivät mikrobibiomassaan sitoutuneiden ravinteiden pitoisuuksia maatalousmaissa ja totesivat bakteereihin immobilisoituneen typen määrän olevan kolminkertainen fosforiin verrattuna. Voidaankin todeta, että kuitulietteen lisäyksen seurauksena mikrobibiomassan aktiivisuus kasvaa, minkä seurauksena pidättyy immobilisaation vaikutuksesta sekä typpeä että fosforia, mutta typen pidättyminen on tehokkaampaa. Mitä suurempi maanparannusaineen C/N-suhde on ja mitä enemmän se sisältää selluloosaa ja ligniiniä, sitä tehokkaammin typen immobilisaatio toimii (Rahn ym. 2003). Kirchmannin ja Bergströmin (2003) tutkimuksessa primäärikuidun C/N oli 130 ja sen orgaaninen aines koostui pääosin selluloosasta (32 %), hemiselluloosasta (14 %) sekä ligniinistä (34 %). Kuidun typen immobilisointikapasiteetti oli $71 \text{ g N kg}^{-1} \text{ C}$. Zibilsken (1987) mukaan immobilisaatio on väliaikaista ja nettomineralisaation alkaminen riippuu lämpötilasta ja maahan lisätyn kuitulietteen määrästä. Zibilsken (1978) tutkimuksessa nettomineralisaatio oli ilmeistä useissa näytteissä 150:n inkubointivuorokauden jälkeen ja lämpötilan nostaminen ($+12 \text{ }^{\circ}\text{C} \rightarrow +25 \text{ }^{\circ}\text{C}$) lisäsi sitä.

Siinä missä kuitulietteen typen huuhtoutumista vähentävä vaikutus on yhteydessä maan biologiseen toimintaan, fosforin huuhtoutumista vähentää lisäksi kuitulietteen taipumus pidättää veden mukana kulkeutuvia maapartikkeleita. Muukkosen ym. (2009) kokeessa maan pinnalle lisätty kuituliete suojasi maaperää vesipisaroilta ja vähensi eroosiota. Lisäksi maaperän läpi suotautuneen veden sameus väheni kuitulietteen lisäämisen seurauksena ja siten myös maapartikkeleihin sitoutuneen fosforin hävikki maasta pieneni.

5. Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää laboratoriokokein, voisiko nollakuidun lisääminen hevosten jaloittelutarhoihin vähentää jaloittelutarhojen aiheuttamaa vesistöjen typpi- ja fosforikuormitusta. Tehokkaalle ja käytännölliselle menetelmälle on tarvetta, sillä huolimatta aiheeseen liittyvistä laeista ja ohjeistuksista, tallien päivittäisiä rutiineja on mahdotonta valvoa, ja hevosten määrän yhä lisääntyessä ravinnekuormituksen hallinta on yhä ajankohtaisempaa. Työhypoteeseja oli kolme:

1. Nollakuidun lisäys maahan vähentää suotoveden typpi- ja fosforipitoisuutta.
2. Suotovesien typpi- ja fosforipitoisuudet ovat kääntäen verrannollisia maahan lisätyn nollakuidun määrään.
3. Nollakuidun sekoittuminen maa-ainekseen heikentää sen ravinteita pidättävää vaikutusta.

Suotoveden fosforipitoisuuden vähenemistä voi olettaa tapahtuvan, sillä nollakuitu suodattaa vedestä maapartikkeleita ja vähemmän maapartikkeleita suotovedessä tarkoittaa vähemmän potentiaalisesti desorboituvaa fosforia (Muukkonen 2009). Typen pitoisuus suotovedessä sen sijaan vähenee biologisen toiminnan seurauksena; koska nollakuidussa on runsaasti mikrobeille käyttökelpoista hiiltä, ne voivat käyttää sitä energianlähteenä samalla kun immobilisoivat typeä solurakenteisiinsa (Hamnér ja Kirchmann 2005). Mitä enemmän maahan lisätään nollakuitua, sitä enemmän se suodattaa maahiukkasia ja sitä enemmän maassa on mikrobeille käyttökelpoista hiiltä.

Nollakuidun sekoittuminen maa-ainekseen voi vaikuttaa veden liikkeisiin maassa. Koska maa-aineksessa on eri kokoisia partikkeleita, kuten karkeaa hiekkaa ja soraa, syntyy reittejä, joita pitkin suotovesi pääsee kulkemaan nopeammin kuin pelkän nollakuidun läpi. Tästä syystä suotovesi on kosketuksissa nollakuituun pienemmältä pinta-alalta ja vähemmän aikaa, jolloin nollakuidun ravinteita pidättävä vaikutus heikkenee.

6. Materiaalit ja menetelmät

6.1 Koejärjestely

Nollakuidun potentiaalia vähentää hevosten jaloittelutarhoista tulevaa ravinnekuormitusta tutkittiin Helsingin yliopiston Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitoksella maaperä- ja ympäristötieteiden osaston laboratoriossa tasalämpöhuoneessa maapylväiden avulla (kuva 4). Maapylväät koottiin polypropeeniputkiin, joiden läpimitta oli 7,5 cm ja korkeus 45 cm. Koejäsenet (N=3) olivat 1) 20 cm nollakuitua, 2) 10 cm nollakuitua, 3) 5 cm nollakuitua, 4) 10 cm nollakuitua sekoitettuna pintamaahan ja hiekkaan, 5) ei nollakuitua (kontrolli). Nollakuidun sekoittaminen maa-aineksen kanssa simuloi hevosten kavioiden pintamaata sekoittavaa vaikutusta. Nollakuidun lisäksi

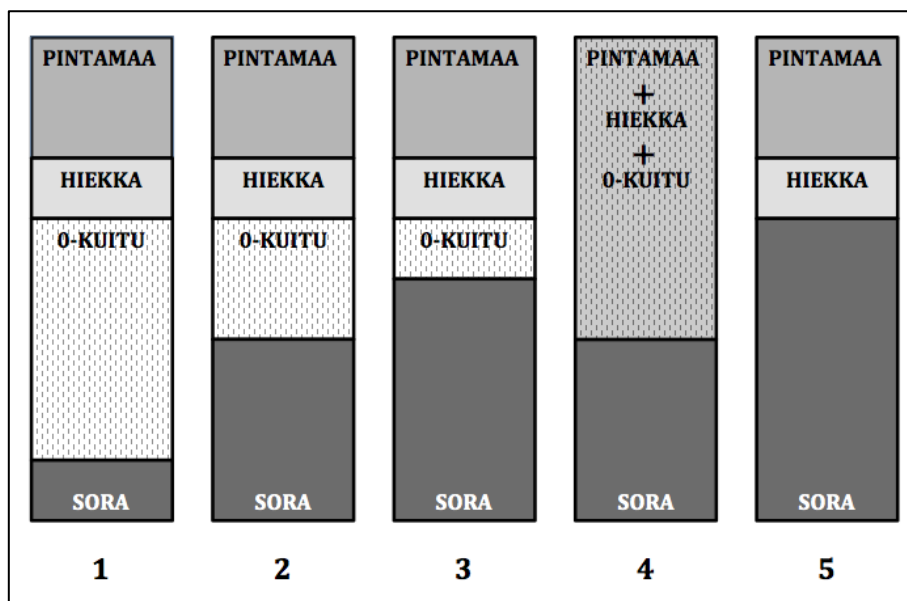
putkiin laitettiin jaloittelutarhan pintamaata, hiekkaa ja soraa. Nollakuitu tiivistettiin pylväisiin. Koejäsenet koottiin kuten kuvassa 5 on esitetty. Lopuksi pylväät peitettiin foliolla haihtumisen estämiseksi. Pylväisiin lisätty pintamaa ja nollakuitu punnittiin ennen pylvääseen lisäystä (taulukko 1). Pylväiden kokonaisfosfori ja -typpimäärät on esitetty taulukossa 1. Koska myös nollakuitu piti sisällään fosforia ja typpeä, oli kokonaistypen- ja fosforin lisäykset suurempia paljon nollakuitua sisältäneissä pylväissä kuin vähän tai ei ollenkaan nollakuitua sisältäneissä pylväissä. Pylväisiin nollakuidun ja pintamaan mukana lisätyt fosfori- ja typpimäärät olivat enimmillään 400 kg P/ ha ja 3400 kg N/ ha. Määrät ovat noin seitsemän- (P) ja yhdeksänkertaiset (N) verrattuna yhden vuoden aikana kolmen hevosen tuottamaan ravinnekuormitukseen tasaisesti levittyneenä kooltaan suositusten mukaiseen jaloittelutarhaan (1400 m²) ja noin viisitoista (P) ja kaksikymmentäkertaiset (N), kun hevosia on vain yksi pinta-alaltaan 1000 m²:n kokoisessa jaloittelutarhassa.

Taulukko 1. Koejäsenten pylväisiin lisätyt pintamaa- ja nollakuitumäärät (N=3), \pm -keskihajonta sekä koejäsenten sisältämä kokonais-P ja kokonais-N. Taulukossa 1 esitetyt kokonaisfosfori- ja kokonaistypymäärät on laskettu nollakuidun ja pintamaan sisältämien keskimääräisten fosfori- ja typpimäärien mukaisesti (taulukko 2).

Koejäsen	nollakuitua g k.a.	pintamaata g k.a.	kokonais-P mg	kokonais-N mg
20 cm	213,9 \pm 0,02	162,4 \pm 0,3	182	1502
10 cm	107,4 \pm 0,03	162,4 \pm 0,3	157	1354
5 cm	53,7 \pm 0,07	162,4 \pm 0,3	145	1277
10 cm (sekoitettu)	107,3 \pm 0,09	162,4 \pm 0,3	158	1357
0 cm	0	162,4 \pm 0,3	132	1203



Kuva 4. Koejärjestely.



Kuva 5. Koejäsenten 1-5 kokoamiskaavio. Kaikissa pylväissä oli 10 cm pintamaata ja 5 cm hiekkaa. Nollakuitua oli 1) 20 cm, 2) 10 cm, 3) 5 cm, 4) 10 cm, 5) 0 cm. Koejäsenessä 4. pintamaa, hiekka ja nollakuitu sekoitettiin keskenään ennen pylvään täyttämistä. Koejäsen 5 on kontrolli. Soraa lisättiin pohjalle siten, että kaikkien pylväiden korkeus oli 40 cm. Pylväiden pohjalla oli suodatinkangas.

Kokeessa käytetty nollakuitu (kauppanimeltä Kaukopään kalkkikuitu, kuva 6) on kuivalietettä, joka sisältää selluloosaa, hemiselluloosaa ja ligniiniä sekä kartongin täyteaineena käytettävää kalsiumkarbonaattia ja kaoliinisavea. Nollakuidun toimitti Tyynelän maanparannus Oy. Taulukossa 2 on esitetty nollakuidun kokonaisfosfori, kokonaistyyppi- ja kokonaishiilipitoisuudet. Kokonaisfosfori määritettiin kuningasvesiuutolla ($\text{HCl}:\text{HNO}_3$, 3:1) kuumentamalla mikroaaltouunissa (CEM MarsXpress, 1600 W, tavoite T 175 °C: 5 min, nousuaika 15 min), jonka jälkeen suoritettiin mittaus induktiivisesti kytketyllä plasma-optisella emissiospektrometrillä (Hosmed Oy, ICP-OES iCAP6000, P1774) (Baghdady ja Sippola 1983). Kokonaistyyppi-, -hiili ja C/N-suhde määritettiin kuivapolttomenetelmällä (Elementar, CN-analysaattori VarioMax, ohjelma: plant500). Taulukossa 3 on esitetty nollakuidun vesiuuttoiset (2 h, 180 rpm, uuttosuhde 1:50, uuttoliuoksena ultrapuhdas Milli-Q®-vesi) kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi ja kokonaishiilipitoisuudet sekä nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet. Ne mitattiin samoin kuin suotovesinäytteet, joiden analyysit on esitetty luvussa 6.2 Suotovedestä tehdyt analyysit. Nollakuidun vedenpidätyskyky oli 5 ml g⁻¹ k.a. (N=5). Nollakuitu oli materiaalina heterogeenistä ja kappaleiden koko vaihteli läpimitaltaan muutamasta millimetristä neljään senttimetriin. Noin 60 litraa nollakuitua sekoitettiin saavissa, jonka seasta pylväisiin lisättävä määrä valittiin satunnaisesti.

Kokeessa käytetty pintamaa haettiin Vantaalla sijaitsevan Poni-Haka Oy:n hiekkapohjaisesta hevostarhasta. Pintamaahan lisättiin hevosen lantaa ja virtsaa, minkä jälkeen seos sekoitettiin mahdollisimman tasaiseksi (kuva 7). Mahdollisimman tasaiseksi sekoitettunakin pintamaa oli heterogeenistä ja sisälsi myös pieniä määriä soraa ja heinänkorsia. Taulukossa 2 on esitetty pintamaan kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- ja kokonais-hiilipitoisuudet ja taulukossa 3 on esitetty pintamaan vesiuuttoiset kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi ja kokonaishiilipitoisuudet sekä nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet. Fosfori-, typpi-, ja hiilimääritykset tehtiin samoin kuin nollakuidulle.

Kokeessa käytetyn hiekan raekoko oli 0–2 mm ja soran 3–6 mm. Sora, hiekka sekä suodatinkangas huuhdeltiin runsaalla vedellä ennen käyttöä. Vesiuuttoiset typpi-, fosfori- ja hiilipitoisuudet määritettiin samoin kuin nollakuidulle. Pitoisuudet olivat alle määrittäysrajan lukuun ottamatta suodatinkankaan vesiuuttoisen hiilen pitoisuutta, joka oli $130 \text{ mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$

Taulukko 2. Nollakuidun ja pintamaan kokonais-P (N=4), kokonais-N (N=3), kokonais-C (N=3), C/N-suhde (N=3), kuiva-aine % (N=8), \pm -keskihajonta.

	kokonais-P $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	kokonais-N $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	kokonais-C $\text{g kg}^{-1} \text{ k.a.}$	C/N	kuiva-aine %
Nollakuitu	74 \pm 21	450 \pm 640	310 \pm 14	590 \pm 420	32 \pm 0,8
Pintamaa	440 \pm 89	4000 \pm 2900	97 \pm 71	23 \pm 2,3	54 \pm 0,03

Taulukko 3. Nollakuidun ja pintamaan vesiuuttainen P, N ja C sekä NO_3^- -N ja NH_4^+ -N, \pm -keskihajonta (N=3).

	P $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	N $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	C $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	NO_3^- -N $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$	NH_4^+ -N $\text{mg kg}^{-1} \text{ k.a.}$
Nollakuitu	0,2 \pm 0,07	21 \pm 2,6	970 \pm 210	4,3 \pm 0,3	1,2 \pm 0,2
Pintamaa	120 \pm 13,2	1100 \pm 110	9200 \pm 930	6,0 \pm 0,2	430 \pm 58



Kuva 6. Nollakuitua (Kaukopään kalkkikuitu).



Kuva 7. Jaloittelutarhan pintamaan, virtsan ja lannan sekoitus poran ja laastivispilän avulla.

Koe kesti 27 vuorokautta ja se tehtiin +22 °C:ssa tasalämpöhuoneessa. Kokeen aikana jokaiseen pylvääseen lisättiin yhdeksässä osassa yhteensä 3,15 litraa vettä. Pylväiden läpi suotautunutta vettä kerättiin kymmenenä päivänä. Tarvittaessa vesi otettiin putkista vesi-imulla (kuva 8).



Kuva 8. Tarvittaessa tarvittava näyttemäärä otettiin vesi-imulla.

6.2 Suotovedestä tehdyt analyysit

Suotovedestä mitattiin heti näytteenoton jälkeen pH (Schott, pH-meter), vesiliukoisten suolojen määrää kuvaava sähkönjohtokyky (Radiometer Copenhagen CDM210) ja sameus (HACH 2100N Turbidimeter). Sameutta mitattaessa näytteitä ravisteltiin, jonka jälkeen niiden annettiin laskeutua 20 minuuttia ennen mittausta. Suotovedestä määritettiin kokonais-P, -N ja -C, NO_3^- -N, NH_4^+ -N ja PO_4^{3-} -P. Määritykset tehtiin näytteistä, jotka oli pakastettu (-18°C) muovipulloissa heti näytteenoton jälkeen.

Sulatetut suotovedet suodatettiin imusuodatusjärjestelmällä membraanisuodattimen (Whatman, Nuclepore 25 mm, $0,2\ \mu\text{m}$) läpi ennen kokonais-P, -N ja -C sekä NO_3^- -N, NH_4^+ -N ja PO_4^{3-} -P mittauksia. Suotovesien kokonais-N ja -C mitattiin TOC-analysaattorilla (Shimadzu, Total Organic Carbon Analyzer, TOC-V CPH). Siinä näyte hajotettiin hapettamalla se korkeassa lämpötilassa katalyytin kanssa, jonka jälkeen hiilipitoisuus määritettiin ei-dispersiivisellä infrapunaabsorptioanalysaattorilla (NDIR) ja typpipitoisuus kemiluminesenssidetektorilla. Kokonaisfosforipitoisuuden mittausta varten 10 ml:aan suotovettä lisättiin 2 ml hapetusliuosta ($50\ \text{g K}_2\text{S}_2\text{O}_8 / 1\ \text{l } 0,4\ \text{M H}_2\text{SO}_4$) ja seos autoklavoitiin (Steris Finn-Aqua, 46-E, 7253, 30 min, 100 kPa), jolloin epäorgaaninen ja orgaaninen fosfori muuttui ortofosfaatiksi (APHA 1989). Autoklavoinnin jälkeen liuoksen fosforipitoisuus määritettiin askorbiinihappomenetelmällä (Murphy & Riley 1962). Menetelmässä fosfaatti-ioni muodostaa happamissa oloissa kompleksin ammoniummolybdaatin ja kaliumtartraatin kanssa. Kompleksi pelkistetään askorbiinihapolla, jonka jälkeen se absorboi valoa 880 nm:ssa. Mittaus suoritettiin spektrofotometrillä (UV-VIS Spektrophotometer, UV-mini 1240 ORDIOR) aallonpituudella 882 nm.

Suotoveden NO_3^- -N, NH_4^+ -N ja PO_4^{3-} -P mitattiin kolorimetrisesti LaChat QuikChem 8000-autoanalysaattorilla. LaChat Quikchem 8000-autoanalysaattori määrittää PO_4^{3-} -P:n askorbiini-happomenetelmällä. NH_4^+ -N määritetään natriumsalisylaatti-hypokloriittimenetelmällä (Nelson 1983). Siinä muodostunut indofenoli on väriltään vihreä ja absorboi valoa 660 nm:ssa. NH_4^+ :n saostuminen Ca^{2+} - ja Mg^{2+} -ionien kanssa estetään etyleenidiamiinitetra-etikkahappo-liuoksella (EDTA). Metodista poiketen kantajaliuoksena käytettiin 2M KCl:in tilalla ultrapuhdasta Milli-Q®-vettä. NO_3^- -N-mittauksessa nitraatti pelkistetään ensin hydratsiinisulfaatilla nitriitiksi, jonka jälkeen sen

pitoisuus määritetään aallonpituudella 520 nm, kun värireagenssina on sulfaniiliamidi (Kamphake ym. 1967). Jokaisesta näytteestä otettiin kaksi injektiota, joiden keskiarvoa käytettiin tulosten laskemisessa. Näytteistä mitattiin myös taustat mittaamalla näytteet ilman värireagenssia, koska osa suotovesistä oli vahvasti värillisiä (ruskeita). Osa värillisistä yhdisteistä saattaa absorboida valoa samalla aallonpituudella kuin tutkittava aine ja siten johtaa todellista pitoisuutta korkeampaan mittaustulokseen. Taustojen absorbanssi vähennettiin näytteiden absorbanssista ennen tulosten laskemista.

6.3 Tulosten tilastollinen tarkastelu

Tilastolliset analyysit tehtiin ohjelmalla IBM SPSS Statistics. Menetelmänä käytettiin yksisuuntaista varianssianalyysiä ja parivertailut tehtiin Tukeyn testillä ($p < 0,05$). Ryhmittäisten varianssien ollessa erisuuret käytettiin Welchin testiä ja parivertailussa Games Howellin testiä. Korrelaatiot on ilmoitettu Pearsonin korrelaatiokertoimella.

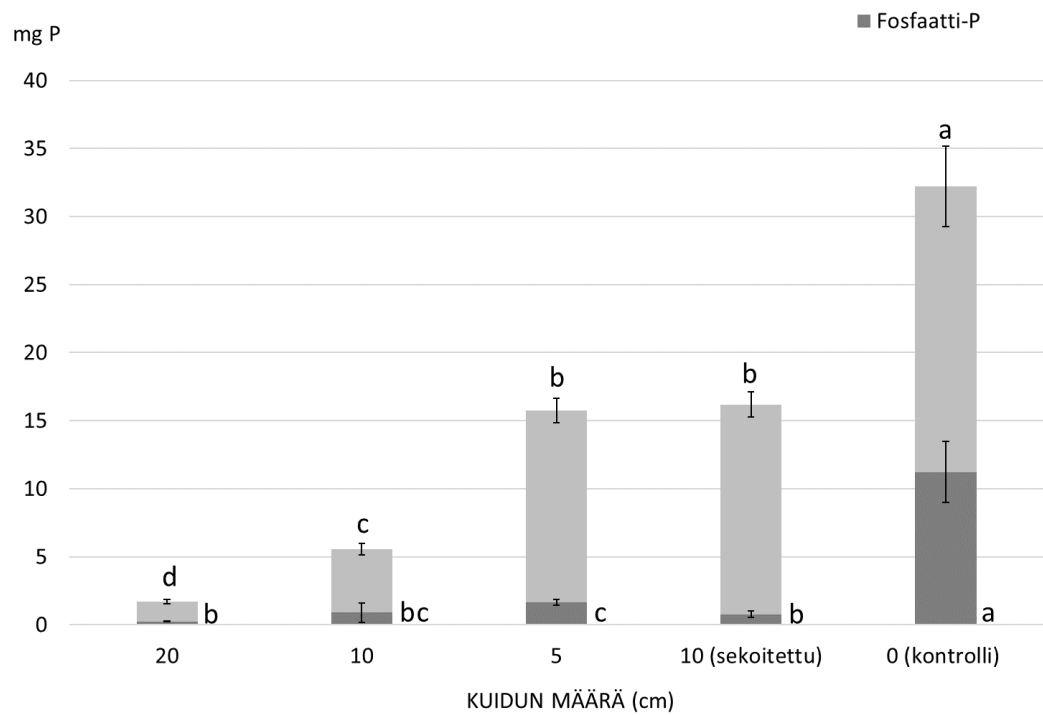
7. Tulokset

7.1 Fosfori

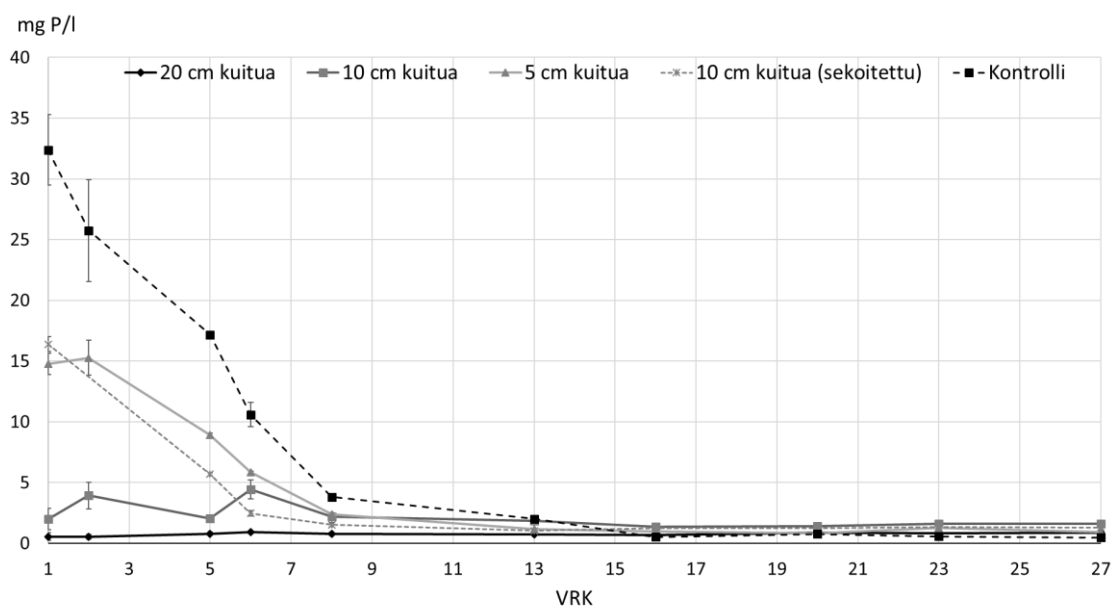
Mitä enemmän pylväissä oli nollakuitua, sitä vähemmän vettä suotautui pylväiden läpi (taulukko 4). Nollakuidun sekoittaminen pintamaan kanssa lisäsi suotautuneen veden määrää. Pylväistä ulos tulleen kokonaisfosforin (kuva 9) ja nollakuitumäärän sekä fosfaattifosforin (kuva 9) ja nollakuitumäärän välillä oli voimakas negatiivinen korrelaatio ($r = -0,897$, $p < 0,01$ ja $r = -0,741$, $p < 0,01$), kun jätettiin huomiotta niistä pylväistä tullut suotovesi, joissa nollakuitu oli sekoitettu maa-aineksen kanssa. Sekä kokonais- että fosfaattifosforia tuli 90 % vähemmän 20 cm nollakuitua sisältäneistä pylväistä suotoveden mukana verrattuna kontrollipylväiden suotoveteen ja ero oli tilastollisesti merkitsevä (kuva 9). Nollakuidun sekoittaminen pintamaahan kolminkertaisti suotoveden kokonaisfosforimäärän, mutta suotautuneen fosfaattifosforin kokonaismäärään sillä ei ollut vaikutusta. Suotovedessä, joka tuli 20 cm nollakuitua sisältäneistä pylväistä, oli tasaisen alhainen kokonaisfosforipitoisuus koko kokeen ajan, kun muista koejäsenistä pääosa suotoveden kokonaisfosforista tuli pylväistä ulos kokeen ensimmäisen kolmanneksen aikana (kuva 10). Fosfaatista pääosa tuli kaikista koejäsenistä ulos kokeen ensimmäisen kolmanneksen aikana.

Taulukko 4. Pylväiden läpi kokeen aikana suotautuneet vesimäärät eri koejäsenillä (N=3), \pm -keskihajonta. Pylväisiin lisätty veden kokonaismäärä oli 3,15 l/pylväs.

Koejäsen	Suotautunut vesimäärä l
20 cm	2,23 \pm 0,09
10 cm	2,40 \pm 0,04
5 cm	2,95 \pm 0,09
10 cm (sekoitettu)	2,96 \pm 0,14
0 cm	2,74 \pm 0,07



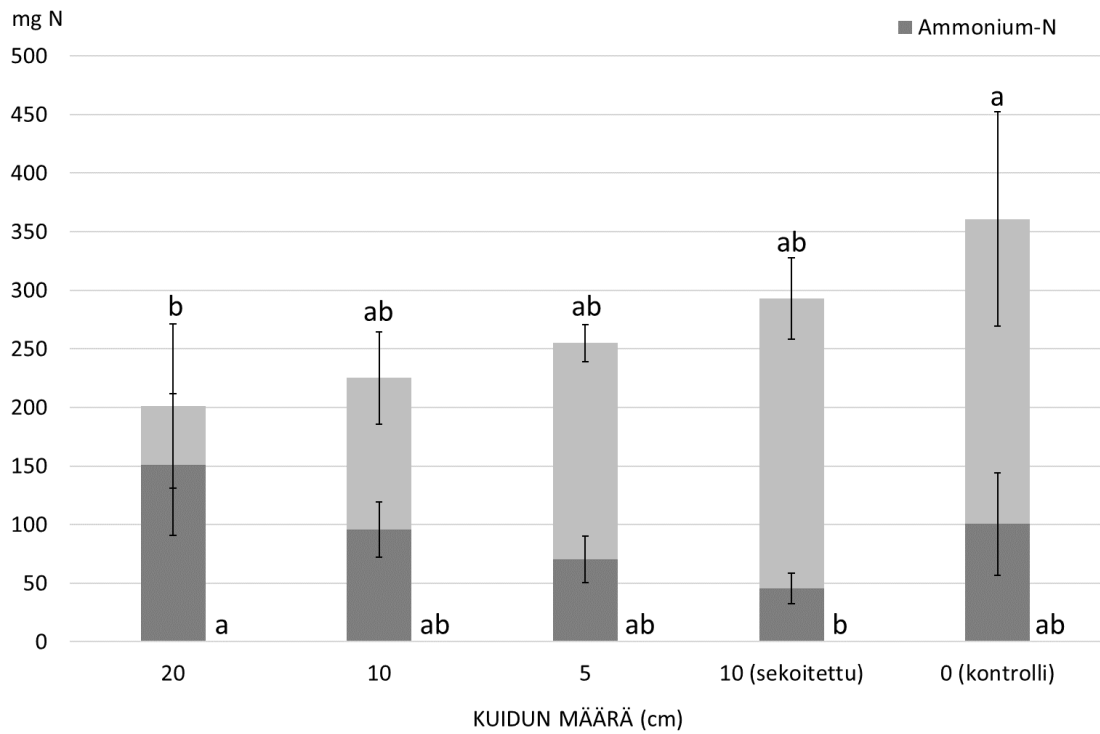
Kuva 9. Kokeen aikana pylväistä ulos tullut fosforin kokonaismäärä ja fosfaattifosforin osuus siitä eri koejäsenillä (N=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (ANOVA, Tukeyn testi, $p < 0,05$) koejäsenten välillä on merkitty eri kirjaimin (kokonais-P pylvään yläpuolella ja fosfaatti-P pylvään oikealla puolella). Jana kuvaa keskihajontaa.



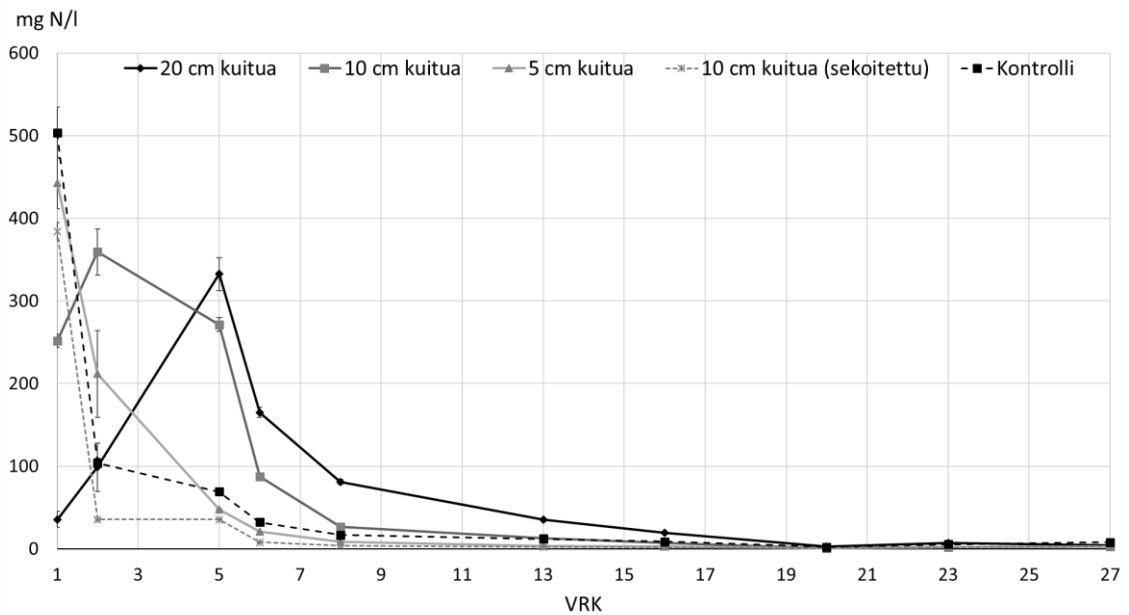
Kuva 10. Kokonais-P:n pitoisuus suotovedessä 27 vrk:n aikana eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.

7.2 Typpi

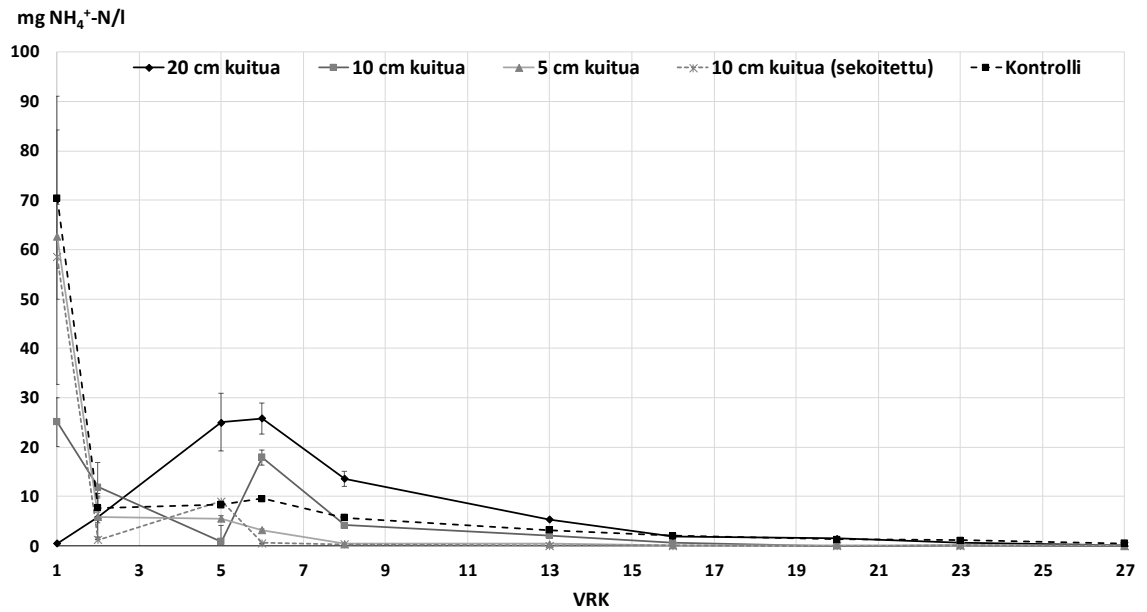
Jätettäessä huomiotta niistä pylväistä tullut suotovesi, joissa nollakuitu oli sekoitettu maa-aineksen kanssa, oli suotoveden kokonaistypen kokonaismäärän ja nollakuitumäärän välillä negatiivinen korrelaatio ($r=-0,672$, $p < 0,05$) eli suotautuneen typen kokonaismäärä oli sitä pienempi, mitä enemmän maapylväässä oli nollakuitua (kuva 11). Pylväistä, joissa oli 20 cm nollakuitua, suotautui 44 % vähemmän kokonaistyppeä kuin kontrollipylväistä ja ero oli tilastollisesti merkitsevä. Suotovesien kokonaistyyppipitoisuudet olivat korkeimmat kokeen ensimmäisen kolmanneksen aikana ja laskivat lähelle nollaa kokeen loppuvaiheessa (kuva 12). Myös pääosa ammoniumista tuli suotoveden mukana kokeen ensimmäisen kolmanneksen aikana (kuva 13). Ammoniumtypen kokonaismäärä sekä suhteellinen osuus kokonaistypestä oli suurin 20 cm nollakuitua sisältäneessä koejäsenessä, joskin ero oli tilastollisesti merkitsevä ainoastaan sekoitettuun koejäseneseen verrattuna. Nitraattityppeä suotovesissä ei ollut.



Kuva 11. Kokeen aikana pylväistä ulos tullut typen kokonaismäärä ja ammoniumtypen osuus siitä eri koejäsenillä (N=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (ANOVA, Tukeyn testi, $p < 0,05$) koejäsenten välillä on merkitty eri kirjaimin (kokonais-N pylvään yläpuolella ja ammonium-N pylvään oikealla puolella). Jana kuvaa keskihajontaa.



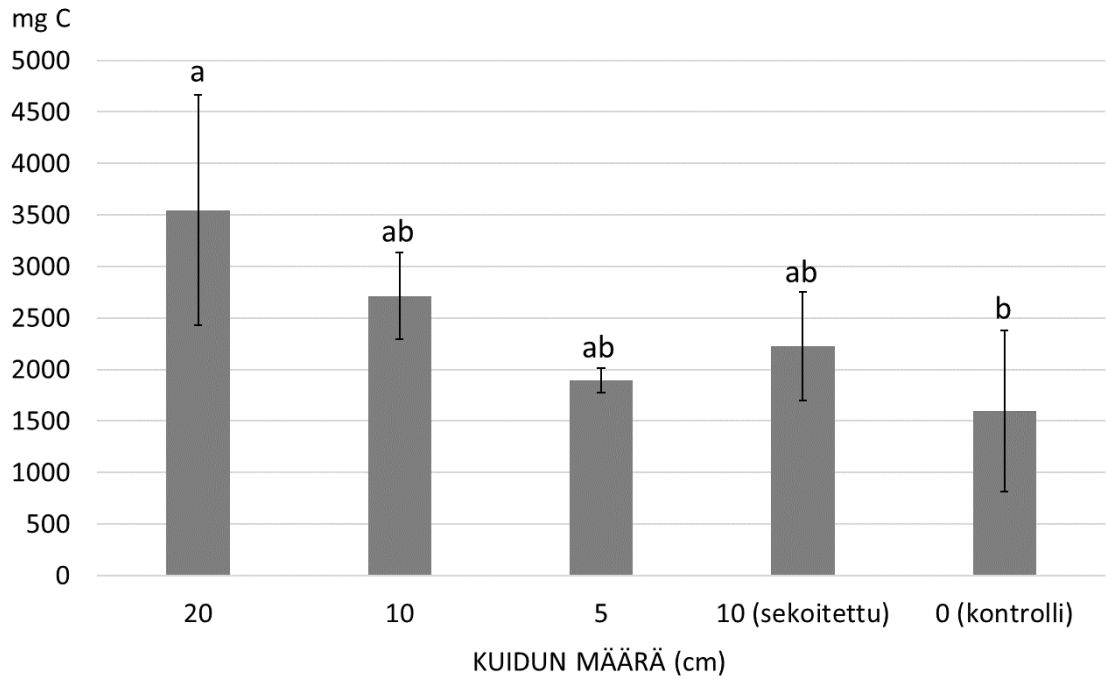
Kuva 12. Kokonais-N:n pitoisuus suotovedessä 27 vrk:n aikana eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.



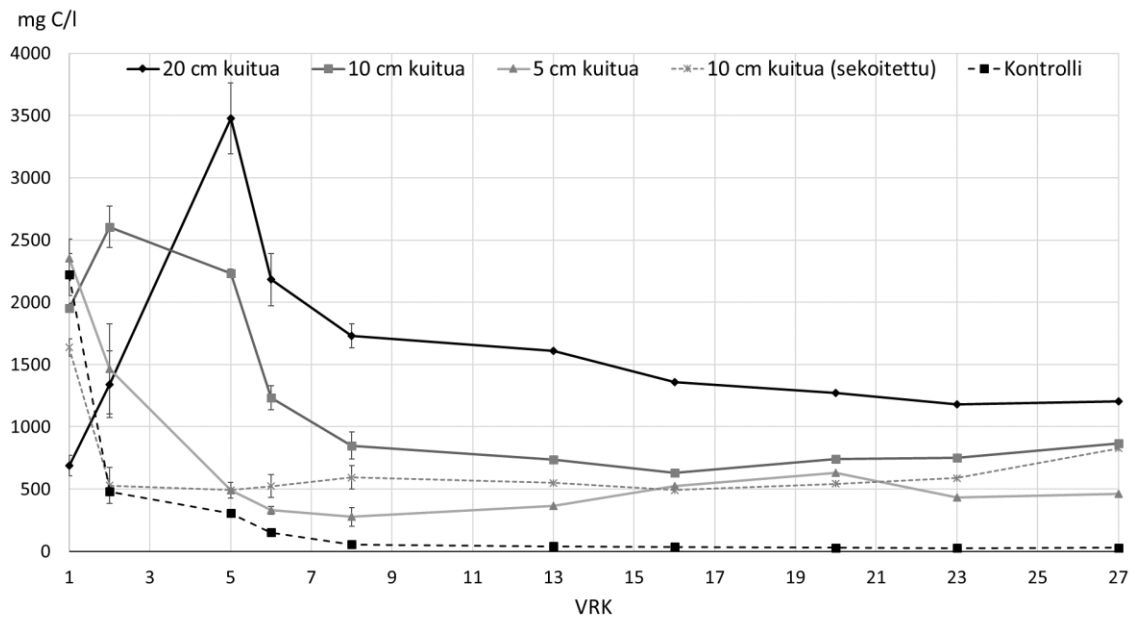
Kuva 13. Kokonais $\text{NH}_4^+\text{-N}$:n pitoisuus suotovedessä 27 vrk:n aikana eri koejäsenillä ($N=3$). Jana kuvaa keskihajontaa.

7.3 Hiili

Suotovedessä oli hiiltä sitä enemmän, mitä enemmän maapylväässä oli nollakuitua ja positiivinen korrelaatio oli voimakas ($r=0,784$, $p < 0,01$), kun jätettiin huomiotta niistä pylväistä tullut suotovesi, joissa nollakuitu oli sekoitettu maa-aineksen kanssa. Suotovedessä, joka tuli 20 cm nollakuitua sisältäneestä pylvästä, oli yli kaksinkertainen määrä hiiltä kontrolliin verrattuna ja ero oli tilastollisesti merkitsevä (kuva 14). Nollakuitua sisältäneiden pylväiden suotovedessä oli hiiltä vielä kokeen loppuvaiheessa, kun kontrollin suotovesien hiilipitoisuus oli lähellä nollaa jo kokeen ensimmäisen neljänneksen jälkeen (kuva 15).



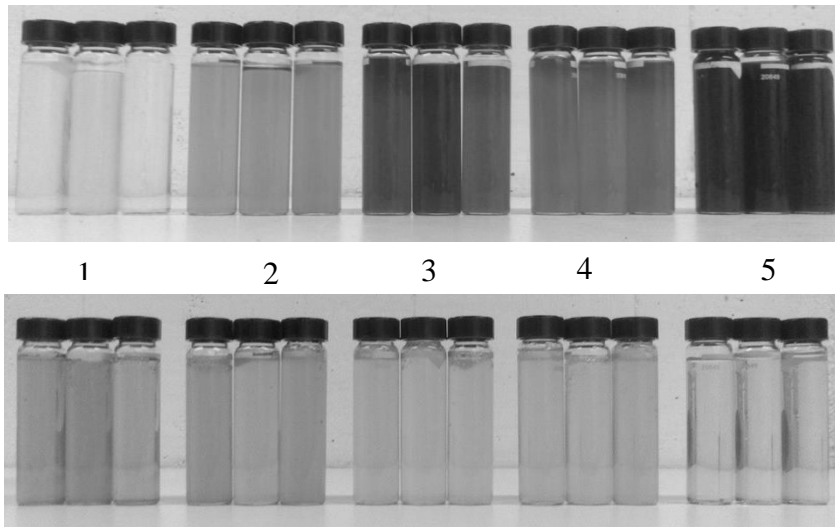
Kuva 14. Kokeen aikana pylväistä ulos tullut hiilen kokonaismäärä ja eri koejäsenillä (N=3). Tilastollisesti merkitsevät erot (ANOVA, Tukeyn testi, $p < 0,05$) koejäsenten välillä on merkitty eri kirjaimin. Jana kuvaa keskihajontaa.



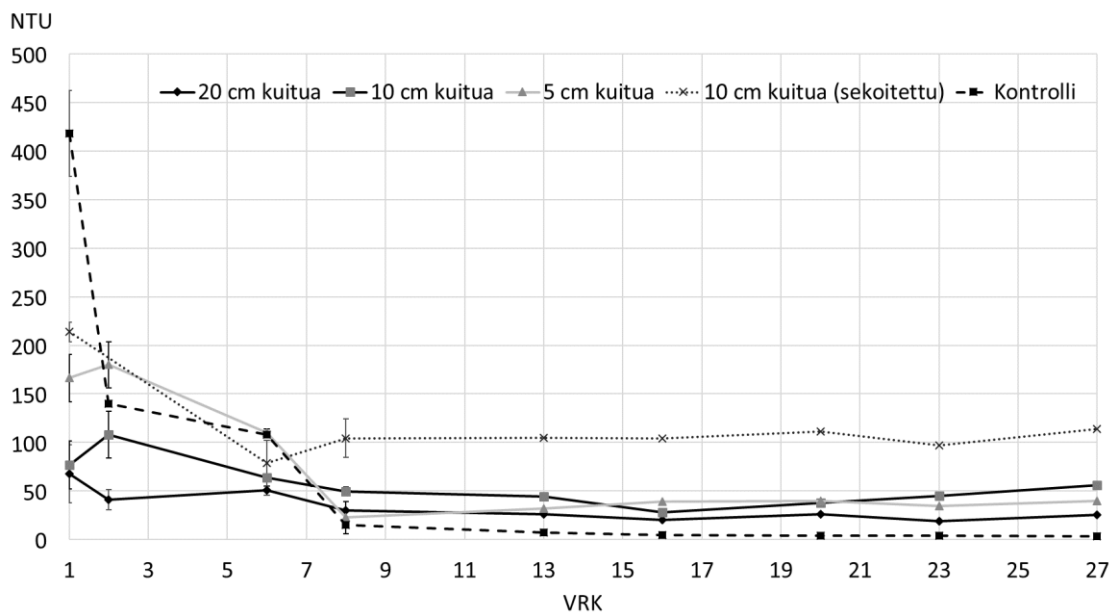
Kuva 15. Kokonais-C:n pitoisuus suotovedessä 27 vrk:n aikana eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.

7.4 Sameus, sähkönjohtokyky ja pH

Nollakuitu vähensi suotoveden sameutta (kuva 16). Erot sameudessa eri koejäsenten välillä olivat suurimmillaan kokeen alussa ja tasoittuvat kokeen loppua kohden (kuva 17). Kokeen alussa sameimmat vesinäytteet tulivat kontrollipylväistä sekä pylväistä, joissa nollakuitu oli sekoitettu maa-aineksen kanssa.

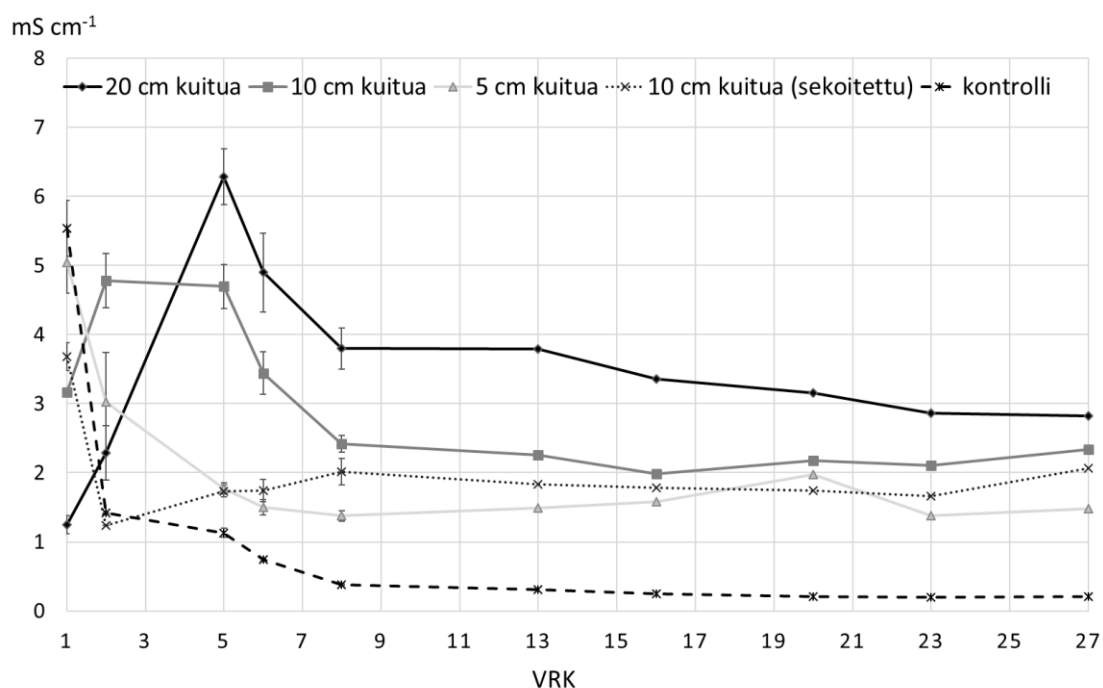


Kuva 16. Suotoveden sameus alussa (vrk 1, ylhäällä) ja lopussa (vrk 27, alhaalla). Nollakuitua 1) 20 cm, 2) 10 cm, 3) 5 cm, 4) 10 cm sekoitettuna, 5) 0 cm (kontrolli).

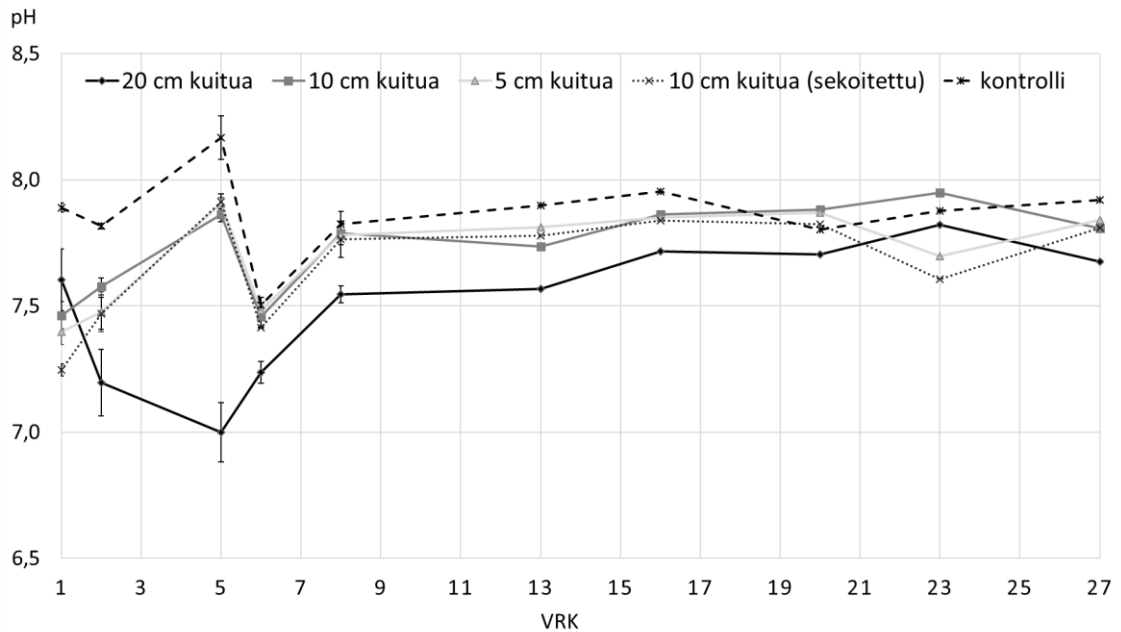


Kuva 17. Suotoveden sameus (NTU, Nephelometric Turbidity Unit) näytteenottopäivinä 27 vuorokauden koejakson ajalta eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.

Suotovesien sähkönjohtokyvyssä (mS cm^{-1}) oli koejäsenten välillä huomattavaa vaihtelua kokeen alkupuolella, mutta erot tasoittuvat kokeen loppua kohti (kuva 18). Kokeen ensimmäisen ja viimeisen näytteenottovuorokauden välillä sähkönjohtokyky laski kontrollissa noin viisi yksikköä ja maapylväässä, jossa oli nollakuitua 20 cm, sähkönjohtokyky nousi 1,5 yksikköä. Sekä 10 cm että 20 cm nollakuitua sisältäneiden pylväiden suotovedessä korkeimmat arvot mitattiin kokeen toisena ja viidentenä vuorokautena, kun muilla koejäsenillä suurimmat arvot mitattiin kokeen ensimmäisenä vuorokautena. Suotovesien pH vaihteli arvojen 7,0-8,3:n välillä (kuva 19). Erot koejäsenten välillä olivat suurimmat kokeen ensimmäisen viikon aikana ja tasoittuivat kokeen loppua kohden.



Kuva 18. Suotoveden sähkönjohtokyky (mS cm^{-1}) näytteenottopäivinä 27 vuorokauden koejakson ajalta eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.

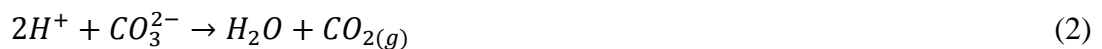
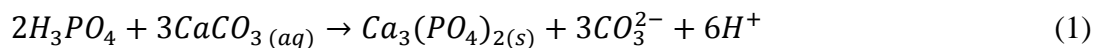


Kuva 19. Suotoveden pH näytteenottopäivinä 27 vuorokauden koejakson ajalta eri koejäsenillä (N=3). Jana kuvaa keskihajontaa.

8. Tulosten tarkastelu

Muukkosen ym. (2009) tekemän tutkimuksen mukaan kuitulietteen fosforia pidättävä vaikutus perustuu sen maapartikkeleita suodattavaan ominaisuuteen. Sama voitiin todeta myös tässä tutkimuksessa: suotovesi oli kirkkaampaa ja fosforia suotautui vähemmän paljon nollakuitua sisältäneistä pylväistä kuin pylväistä, joissa nollakuitua oli vähän tai ei ollenkaan. Koska suotovesinäytteet suodatettiin 0,2 μm :n membraanisuodattimella ennen N- ja P-pitoisuuksien määrittämistä, erityisesti sameiden suotovesien alkuperäiset kokonaisfosforipitoisuudet ovat voineet olla mitattua suuremmat. Nollakuidun kyvyllä suodattaa maahiukkasia on merkitystä vesiensuojelun kannalta, sillä maa-ainekseen sitoutuneen fosforin desorptio kasvaa maapartikkeleiden päätyessä vesistöihin, koska siellä hiukkaspintojen sitoutumispaikat pyrkivät fosforin suhteen tasapainoon hyvin laimean liuoksen kanssa. Partikkeleihin sitoutuneen fosforin lisäksi nollakuitu pidättää myös liukoista fosfaattifosforia, sillä nollakuitua sisältävistä pylväistä tuli ulos vain pieni määrä fosfaattia verrattuna kontrollipylväistä tulleen fosfaattimäärään. Nollakuitu sisältää kalsiumkarbonaattia (CaCO_3) ja kaoliinisavea. Kaoliinisavi koostuu suurelta osin kaoliiniittimineraalista, jonka murtopintojen pH-riippuvaiset varaukset ovat nettopositiivisia vain happamissa olosuhteissa (Williams ja Williams 1977, Hu ja Liu 2003). Koska suotovesien pH oli pääosin välillä 7-8, voidaan olettaa, että fosfaatin

pidättymistä kaoliniittiin elektrostaattisin voimin ei ole juurikaan tapahtunut. Fosfaatin spesifistä sitoutumista on voinut tapahtua kaoliniitin OH-ryhmiä sisältäville pinnoille, mutta koska tiedossa ei ole kuinka paljon nollakuidussa on kaoliniittia, sen osuutta kokeessa havaitusta fosfaatin pidättymisestä ei voida arvioida. Kalsiumkarbonaatin kalsium on voinut saostua fosfaatin kanssa ja muodostaa huonosti liukenevia kalsiumfosfaattiyhdisteitä. Saostuminen tapahtuu liuosfaasissa, kun fosfaatin ja liukoisen kalsiumin pitoisuudet ovat korkeat (Tunesi ym. 1999). Yanamadalan (2005) mukaan reaktio on, kuten kaavoissa 1 ja 2 on esitetty:



Emäksisissä liuksissa kalsiumfosfaattiyhdisteiden liukoisuus pienenee ja siten fosforin saostuminen on pysyvämpää (Tunesi ym. 1999). Koska kalsiumkarbonaatin pitoisuutta ja sen liukoisuutta ei kokeen aikana selvitetty, ei ole mahdollista tietää missä määrin saostumista tapahtui. Voidaan kuitenkin todeta, että kalsiumin ja fosfaatin saostuminen on ollut mahdollista, koska kalsium- ja fosfaattipitoisuudet oletettavasti olivat korkeat. Edellä mainittujen pidättymismekanismien lisäksi osa fosforista on mahdollisesti immobilisoitunut mikrobibiomassaan.

Nollakuidun fosforinpidätyskyky kokeen aikana oli 150 mg P kg^{-1} k.a., kun verrataan 20 cm nollakuitua sisältäneiden pylväiden ja kontrollipylväiden läpi suotautuneen kokonaisfosforin määrää. Suotovesien fosforipitoisuus väheni kaikissa koejäsenissä kokeen kuluessa. Pääosa suotovesien kokonaisfosforista suotautui pylväiden läpi kokeen puoliväliin mennessä, jonka jälkeen suotovesien fosforipitoisuus pysyi alhaisena. Ei ollut havaittavissa, että nollakuituun pidättynyt fosfori olisi lähtenyt uudelleen liikkeelle pidättymisen jälkeen, joten pidättymisen kesto tehdyn kokeen olosuhteissa on ainakin 27 vrk. Voidaan siis todeta nollakuidulla olevan potentiaalia vähentää hevosten jaloittelutarhojen aiheuttamaa vesistöjen fosforikuormitusta.

Nollakuidun vaikutus suotautuneen typen määrään ei ollut yhtä selkeä kuin sen vaikutus fosforiin. Myös rinnakkaisten näytteiden hajonta oli suurempi. Koetuloksia tarkastelemalla voidaan kuitenkin todeta nollakuidun vähentäneen pylväistä

suotautuneen kokonaistypen määrää. Nollakuitu pidätti typpeä 750 mg kg^{-1} k.a., kun verrataan 20 cm nollakuitua sisältäneiden pylväiden ja kontrollipylväiden läpi suotautuneen kokonaistypen määrää. Suurempi nollakuitumäärä vähensi kokonaistypen määrää suotovedessä. On mahdollista, että osa tyypestä immobilisoitui lisääntyneeseen mikrobibiomassaan. Rahn ym. (2003) tutkimuksen mukaan maanparannusaineen suuri C/N-suhde on eduksi typen immobilisaatiolle. Kokeessa käytetyn nollakuidun C/N-suhde oli yli 400 ja orgaanisen hiilen pitoisuus oli suuri paljon nollakuitua sisältäneiden pylväiden läpi suotautuneessa vedessä, joten hiilen puute ei todennäköisesti ole rajoittanut immobilisaation määrää. Oletuksena on, että suuri osa nollakuidun hiilestä oli mikrobeille käyttökelpoisina yhdisteinä. Pohdittaessa nollakuidun käyttöä hevosten jaloittelutarhoissa, onkin syytä ottaa huomioon myös kuidusta vapautuva liukoisen hiilen määrä; orgaaniset hiiliyhdisteet voivat vaikuttaa haitallisesti vesistöihin, sillä ne vähentävät valon läpäisevyyttä vedessä ja toimivat energianlähteenä joillekin mikrobeille ja siten voivat vaikuttaa vesistön eliölajien suhteisiin (McElarney ym. 2010).

Erot ammoniumtypen määrissä koejäsenten välillä voivat johtua useista tekijöistä. Emäksisissä olosuhteissa ammonium muuttuu ammoniakiksi, joka haihtuu herkästi. Saadut tulokset tukevat tätä ajatusta, sillä 20 cm nollakuitua sisältäneistä pylväistä tullessa suotovedessä oli matalin pH 3:n ja 5:n koepäivän välillä ja samaan aikaan ammoniumpitoisuus on ollut suurimmillaan (kuva 13, kuva 19). Nollakuitua sisältäneistä pylväistä tullut ammonium voi olla seurausta myös mineralisaatiosta, kun mikrobit hajottavat nollakuidun yhdisteitä ja tyyppi vapautuu ammoniumina. Teoriassa ammonium on kationina voinut myös sitoutua elektrostaattisin voimin kaoliinisaven kaoliniittimineraalien murtopintojen pH:sta riippuville varauspaikoille, jotka ovat pääosin negatiivisia emäksisissä oloissa (Zhou ja Gunter 1992, Ma ja Eggleton 1999). Saatujen tulosten mukaan sitoutumista ei kuitenkaan ole tapahtunut merkittävästi tai muut tekijät ovat muuttaneet typen eri yhdisteiden suhteita, sillä ammoniumia oli eniten paljon nollakuitua sisältäneiden koejäsenten suotovedessä.

Tehty koejärjestely ei mahdollista kaikkien eri typpivirtojen merkitysten ja suuruusluokkien arviointia. Ammoniakin lisäksi on voinut haihtua myös muita typpiyhdisteitä; osa maapylväistä oli lähes koko kokeen ajan vedellä kyllästettynä, joten denitrifikaation seurauksena on voinut muodostua esimerkiksi kasvihuonekaasudityppioksidia. Denitrifikaation merkitys lienee kuitenkin ollut vähäinen, sillä

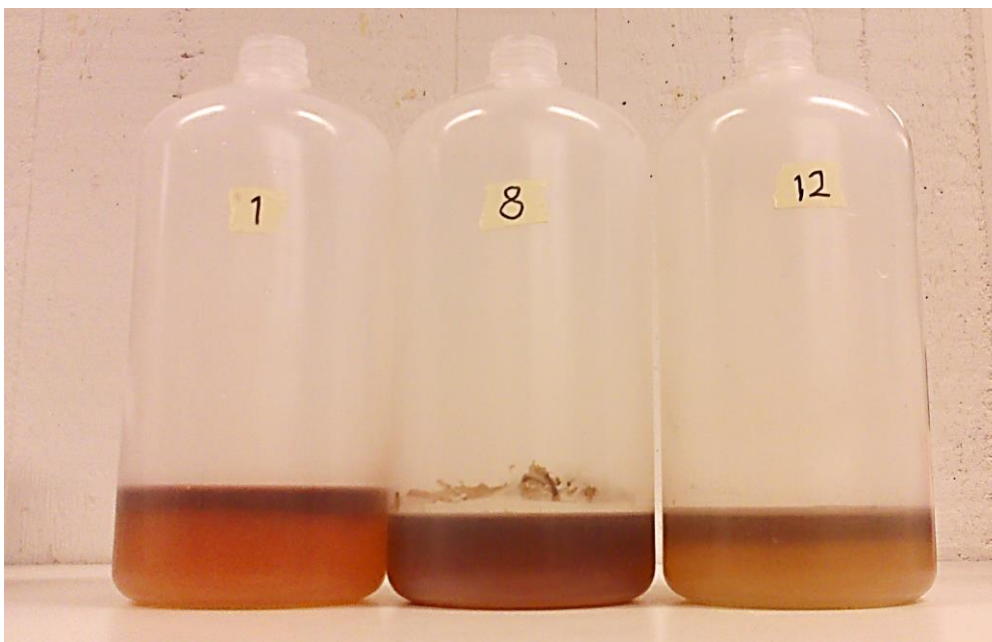
pintamaassa oli vain vähän pelkistettävää nitraattia. Typpivirtojen tarkempaa arviointia varten olisi pitänyt selvittää myös typen kaasumaisien yhdisteiden muodostumista sekä mikrobiaktiivisuutta eri koejäsenissä.

Kokeessa oli kaksi koejäsentä, joissa pylväisiin oli lisätty 10 cm nollakuitua. Toisessa koejäsenessä nollakuitu oli omana kerroksenaan muiden kerrosten välissä, ja toisessa koejäsenessä nollakuitu oli sekoitettu maa-aineksen kanssa, mikä simuloi hevosten kavioiden pintamaata sekoittavaa vaikutusta. Pylväissä, joissa nollakuitu oli sekoitettu, vesi suotautui pylvään läpi helpommin, mutta suotoveden sameus lisääntyi ja ravinteita pidättävä vaikutus heikkeni. Nollakuitu pidättää hyvin vettä ja muodostaa kasaan painettaessa tiiviin rakenteen; sen vuoksi pylväisiin, joissa nollakuitukerroksen paksuus oli 10 cm tai 20 cm, muodostui nollakuidusta lähes vettä läpäisemätön kerros. Syynä on voinut olla nollakuitukerrosten liiallinen tiivistys pylväiden kokoamisvaiheessa. Jaloittelutarhassa hevosten painon vaikutuksesta tiivistyvä nollakuitukerros saattaisi lisätä pintavaluntaa ja siten ravinteiden huuhtoutumista.

Kokeesta saadut tulokset eivät välttämättä ole suoraan sovellettavissa kenttäolosuhteisiin. Koe suoritettiin tasalämpöhuoneessa +22 °C:ssa, joka on Suomen maaperäoloihin verrattuna hyvin korkea lämpötila. Tästä johtuen mikrobiologiset toiminnot ovat nopeatuneet eli sekä immobilisaatio että mineralisaatio on ollut tehokkaampaa kuin mitä se olisi maaperässä ulkolämpötiloissa. Mikrobibiomassan määrää ei mitattu, mutta viidentenä koevuorokautena oli suotovedessä selkeästi havaittavissa mikrobikasvustoa (kuva 20). Lämpötila on voinut vaikuttaa myös abioottisten reaktioiden nopeuteen ja kaasunmuodostukseen.

Suotovedestä otetut näytteet (kokonais-P, -N ja -C, NO_3^- -N, NH_4^+ -N ja PO_4^{3-} -P) pakastettiin ennen analysointia. Pakastaminen on voinut vaikuttaa sekä fosforin, typen, että hiilen eri fraktioihin. Aiemmissa tutkimuksissa sen on todettu vähentävän liukoisen orgaanisen fosforin ja liukoisen orgaanisen hiilen määrää näytteissä (Fellman ym. 2008). Myös ammoniumpitoisuuksiin pakastamisella on voinut olla vaikutusta, mutta vaikutus ei ole systemaattisesti positiivista tai negatiivista (Kowalenko ym. 2002).

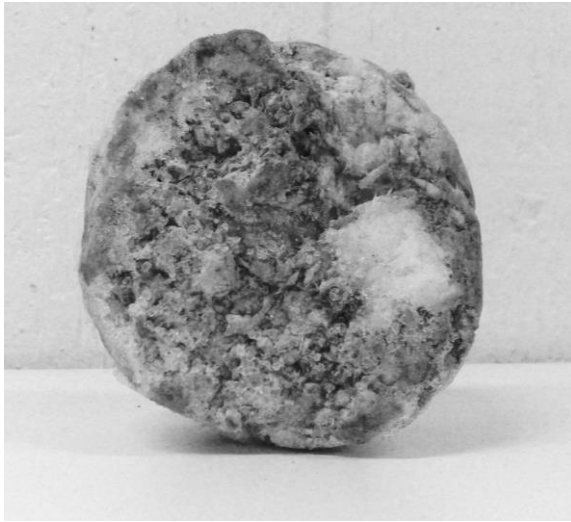
Osassa maapylväitä näytteet otettiin vesi-imulla, sillä veden suotautuminen ainoastaan painovoiman avulla oli koejärjestelyn kannalta liian hidasta. Siitä on voinut olla seurauksena, että suurempi määrä maahiukkasia ja mikrobeja on päätenyt suotoveteen, kuin mitä pelkästään painovoiman vaikutuksesta suotautuneeseen veteen olisi päätenyt. Siten vesi-imun käyttö on voinut lisätä myös typen ja fosforin määrää suotovedessä.



Kuva 20. Mikrobikasvustoa viidennen koevuorokauden suotovesissä pylväistä, joissa on ollut nollakuitua 20 cm (1), 5 cm (8) ja 10 cm sekoitettuna maa-ainekseen (12).

Tuloksia tarkasteltaessa on myös otettava huomioon sekä pintamaan että nollakuidun heterogeenisuus. Vaikka pintamaa sekoitettiin mahdollisimman tasaiseksi ennen pylväisiin lisäystä, ei voida olla täysin varmoja siitä, että kaikkiin pylväisiin on päätenyt täsmälleen sama määrä fosforia ja typpeä. Ongelmaa olisi voitu pienentää punnitsemalla jokaiseen pylvääseen erikseen sama määrä maata, lantaa ja virtsaa. Kuvassa 21 on kokeen jälkeen tehty läpileikkaus nollakuidusta. Isoimmat nollakuitukappaleet ovat säilyttäneet vaalean värinsä ja niissä ei näy merkkejä maapartikkeleista tai mikrobikasvustosta. Vaikuttaa siis siltä, että suuret nollakuitukappaleet ovat olleet sisäosistaan niin tiiviitä, että suotovedet eivät ole kulkeutuneet niiden pienten huokosten läpi, vaan kappaleiden ulkopuolelle jääviä suuria huokosia pitkin. Tämä voi osaltaan selittää tuloksissa havaittua suurta hajontaa. Tehdyn kokeen mittakaavassa olisi ollut hyödyllistä kuivata nollakuitu ja jauhaa se pienemmiksi kooltaan homogeenisiksi kappaleiksi. Silloin suurempi pinta-

ala olisi päässyt kosketuksiin suotautuvan veden kanssa ja mahdollisesti myös vedenläpäisevyys olisi parantunut. Myös suuremmalla määrällä rinnakkaisia näytteitä olisi saatu enemmän luotettavuutta tuloksiin.



Kuva 21. Kokeen jälkeen tehty läpileikkaus nollakuidusta maapylvästä, jossa oli 5 cm nollaa.

9. Johtopäätökset

Hevosten jaloittelutarhoista voi päästä fosforia ja typpeä vesistöihin, jossa ne aiheuttavat rehevöitymistä. Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena oli selvittää, voisiko metsä- ja paperiteollisuuden sivutuotteen, nollakuidun avulla vähentää jaloittelutarhoista vesistöihin joutuvien ravinteiden määrää. Ensimmäisessä työhypoteesissa oletettiin, että nollakuidun lisäys maahan vähentää suotoveden typpi- ja fosforipitoisuutta. Tulosten perusteella voidaan todeta, että nollakuidulla on potentiaalia pidättää sekä fosforia että typpeä. Pidätysmekanismina toimii todennäköisesti mikrobien immobilisaatio, joka on typen kohdalla moninkertaisesti tehokkaampaa kuin fosforin tapauksessa. Fosforipitoisuutta suotovedessä vähentää kuitenkin myös nollakuidun ominaisuus suodattaa maapartikkeleita ja siten myös niihin pidättynyttä fosforia, joka vesistöön joutuessaan saattaisi vapautua partikkelien pinnoilta veteen ja siten lisätä liukoisen, rehevöitymistä aiheuttavan fosforin määrää vesistössä.

Toisessa työhypoteesissa oletettiin suotovesien typpi- ja fosforipitoisuuksien olevan kääntäen verrannollisia maahan lisätyn nollakuidun määrään ja kolmannessa

työhypoteesissa ajateltiin, että nollakuidun sekoittuminen maa-ainekseen heikentää sen ravinteita pidättävää vaikutusta. Tulokset osoittivat, että nollakuidun määrä vaikutti typen ja fosforin pidättymiseen: suurempi määrä nollakuitua pidatti enemmän ravinteita. Samalla pienentyi kuitenkin myös maan vedenläpäisevyys. Nollakuidun sekoittaminen maa-aineksen kanssa vaikutti vastakkaiseen suuntaan, sillä ravinteiden pidättyminen ei ollut yhtä tehokasta, mutta vesi suotautui maapylvään läpi tehokkaammin. Nollakuidun vedenläpäisevyyttä pienentävä vaikutus voi kenttäolosuhteissa lisätä pintavaluntaa, josta aiheutuu ravinteiden huuhtoutumista. Se voi myös aiheuttaa veden kerääntymistä tarhaan, mikä on haitallista hevosten jalkojen terveydelle, sillä se aiheuttaa esimerkiksi kaviointin pehmenemistä.

Saadut tulokset osoittavat, että nollakuidun ominaisuuksia hevosten jaloittelutarhojen ravinnekuormituksen vähentäjänä kannattaa tutkia lisää. Nollakuitua käytetään jo kotieläinten kuivikkeena, mutta tarvitaan lisätutkimusta sen mahdollisesta vaikutuksesta kavioterveydelle ja haitallisuudesta nieltynä. Lisäselvitystä tarvitaan myös nollakuidun vaikutuksesta jaloittelutarhojen vesitalouteen sekä ravinteita pidättävän vaikutuksen kestosta ja vuodenaikojen vaikutuksesta siihen. Toimiessaan nollakuitu toteuttaisi kierrätystalouden periaatetta: paperiteollisuuden sivutuotetta käytetään vähentämään hevostaloudesta aiheutuvaa vesistöjen ravinnekuormitusta, minkä jälkeen se kierrätetään pellolle ravinteiksi ja maanparannusaineeksi.

10. Kiitokset

Tämän pro gradu -tutkielman toteutuksen mahdollisti Helsingin Energian 100-vuotisjuhlarahasto, siitä suuret kiitokset. Ohjaaja- ja asiantuntijatiimi gradun taustalla on antanut korvaamatonta apua. Kiitos Sanna Kanerva neuvoista, kannustuksesta ja erityisesti kokeellisen osuuden kärsivällisestä ohjaamisesta. Kiitos Laura Alakukku ja Janna Pietikäinen koko tutkielman ajan antamastanne asiantuntevasta ohjauksesta. Asiantuntijatiimi, Helsingin kaupungin ympäristöasiantuntijat Päivi Islander, Katja Pellikka ja Sini-Pilvi Saarnio sekä Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry:n Kirsti Lahti ja Pasi Valkama, kiitos neuvonannosta sekä vilpittömästä kiinnostuksesta tutkielman aihetta kohtaan.

Haluan kiittää lisäksi Jarkko Hovia Tyynelän maanparannuksesta (nyk. Soilfood), joka ystävällisesti toimitti tutkielman kokeellisessa osuudessa käytetyn nollakuidun, sekä Miia Collanderia teknisestä tuesta ja avusta kokeellisen osuuden suorituksessa. Lopuksi vielä lämmin kiitos Anne Paavilaiselle ja perheelleni tuesta ja läsnäolosta koko projektin ajan.

Lähteet

- Addiscott, T. M. 2005. Nitrate, Agriculture and the Environment. Wellingford, UK: CABI Publishing. 279 s.
- Agropolis Oy 2008. Equine Life – A performance model for an ecologically and ethically sustainable equine sports. Technical final report. (LIFE Project Number: LIFE04 ENV/FI/000299. May 15 2008. Finland). 60 s.
- Airaksinen, S., Heiskanen, M.-L. & Heinonen-Tanski, H. 2007. Contamination of surface run-off water and soil in two horse paddocks. *Bioresource Technology* 98: 1762-1766.
- Anderson, J. P. E. & Domsch, K. H. 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science* 130 (4): 211-216.
- APHA 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17. painos. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington. p. (4) :177-178.
- Baghdady, N. H. & Sippola, J. 1983. Total heavy metal recovery by aqua regia in soils of different origin. *Annales Agriculturae Fenniae* 22: 175-185.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A. & Beauchamp, C. J. 2000. Active carbon pools and enzyme activities in soils amended with de-inking paper sludge. *Canadian Journal of Soil Science* 80 (1): 99-105.
- Eduskunta 1999. Maankäyttö- ja rakennuslaki. Asetus 132/1999. Annettu 5.2.1999. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990132#L1P5a>. Viitattu 1.7.2017.
- Eduskunta 2006. Lannoitevalmistelaki. Asetus 539/2006. Annettu 29.6.2006. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060539>. Viitattu 5.3.2017.
- Eduskunta 2014. Ympäristönsuojelulaki. Asetus 527/2014. Annettu 27.6.2014. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140527?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=ympäristönsuojelulaki>. Viitattu 5.3.2017.

- Evira 2016. Kansallinen lannoitevalmisteiden tyyppinimiluettelo. file:///C:/Users/Admin/AppData/Local/Microsoft/Windows/Temporary%20Internet%20Files/Content.IE5/544VS0K4/tyyppinimiluettelo_konsolidoitu_31_3_2016.pdf. Elintarviketurvallisuusvirasto. Julkaistu 18.3.2016. Viitattu 5.3.2016.
- Evira 2017. Luonnonmukaiseen tuotantoon soveltuvat lannoitevalmisteet, ”Luomulannoiteluettelo”. file:///C:/Users/Admin/AppData/Local/Microsoft/Windows/Temporary%20Internet%20Files/Content.IE5/8NYOY01F/luomulannoiteluettelo.pdf. Päivitetty 24.2.2017. Viitattu 5.3.2016.
- Fellman, J.B., D’Amore, D.V. & Hood, E. 2008. An evaluation of freezing as a preservation technique for analyzing dissolved organic C, N and P in surface water samples. *Science of the Total Environment* 392: 305-312.
- Freeman, J. S. & Rowell, D. L. 1981. The adsorption and precipitation of phosphate onto calcite. *Journal of Soil Science* 32: 75-84.
- Hamnér, K. & Kirchmann, H. 2005. Net nitrogen immobilization in soil induced by small additions of energy sources. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant* 55: 177-185.
- Hingston, F. J., Atkinson, R.J., Posner, A.M. & Quirk, J.P. 1967. Specific adsorption of anions. *Nature* 215: 1459-1461.
- Hingston, F. J., Posner, A.M. & Quirk, J.P. 1972. Anion adsorption by goethite and gibbsite I. The role of proton in determining adsorption envelopes. *Journal of Soil Science* 23(2): 177-192.
- Hingston, F. J., Posner, A.M. & Quirk, J.P. 1974. Anion adsorption by goethite and gibbsite II. Desorption of anions from hydrous oxide surfaces. *Journal of Soil Science* 25(1): 16-26.
- Hippolis, Suomen Hippos ry, Suomen ratsastajainliitto ry, Luke Hevostalous. 2016. Hevostalous lukuina 2015. 17 s.
- Hu, Y & Liu, X. 2003. Chemical composition and surface property of kaolins. *Minerals Engineering* 16: 1279-1284.
- Hyypä, S., Martin-Päivä, M., Iinatti, H., Mattila-Rautiainen, S., Laine, P., Myllymäki, M., Pussinen, S., Särkijärvi, S., Saastamoinen, M. & Thuneberg, T. 2014. Hevoset ja kunta – rajapintoja. Hevoset ja yhteiskunta -hanke. Ypäjä. Hippolis – Hevosalan osaamiskeskus ry. 128 s.

- Kamphake, L. J., Hannah, S. A. & Cohen, J. M. 1967. Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research* 1 (3): 205-216.
- Kirchmann, H. & Bergström, L. 2003. Use of paper-mill wastes on agricultural soils: Is this a way to reduce nitrate leaching? *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & plant science* 53 (2): 56-63.
- Kowalenko, C.G., van Vliet, L.J.P, Derksen, G. & Yu, S. 2002. Limitations of methods for preserving ammonium in agricultural runoff samples. *Canadian Journal of Soil Science* 82(4): 439-444.
- Lehtinen, T. 2010. Hevosten ulkoilu- ja urheilualueet. Teoksessa Hevosyrittys huippukuntoon (2010-2013) – Tallirakentaminen ja tekniikan hyödyntäminen. Toim. Louhelainen, S. & Thuneberg, T. Hämeen ammattikorkeakoulu. Hämeenlinna. 62 s.
- Ma, C. & Eggleton, R.A. 1999. Cation exchange capacity of kaolinite. *Clays and Clay Minerals* 47 (2): 174-180.
- Matilainen, M., Pisto, S., Rinnepelto, P. & Kinnunen, N. 2014. Metsätalouden ravinteet – Metsäteollisuuden sivuvirtojen hyödyntäminen lannoitevalmistena. Apila Group Oy Ab. Joensuu. 42 s.
- Mavi 2015. Ympäristökorvauksen sitoumusehdot muutoksin. Maaseutuvirasto. Verkkojulkaisu: <http://maaseutuvirasto.mobiezine.fi/zine/370/cover>. Viitattu 15.7.2015.
- McElarney, Y.R., Rasmussen, P., Foy, R.H. & Anderson, N.J. 2010. Response of aquatic macrophytes in Northern Irish softwater lakes to forestry management; eutrophication and dissolved organic carbon. *Aquatic Botany* 93 (4): 227-236.
- MMM 2015. Maa- ja metsätalousministeriön asetus tuettavien hevostaloustalouksien rakennusteknisistä ja toiminnallisista vaatimuksista. Asetus 588/2015. Annettu 8.5.2015. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20150588?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=1476%2F2007>. Viitattu 5.3.2017.
- Muljadi, D., Posner, A.M. & Quirk, J. P. 1966. The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite, and pseudoboehmite. Part I. The isotherms and the effect of pH on adsorption. *Journal of Soil Science* 17(2): 212-229.
- Murphy, J. & Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36.

- Muukkonen, P., Hartikainen, H. & Alakukku, L. 2009. Broadmill sludge reduces phosphorus losses from conservation-tilled clay soil. *Soil & Tillage Research* 104: 285-291.
- Nelson, D. W. 1983. Determination of ammonium in KCl extracts of soil by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 14 (11): 1051-1062.
- Närvänen, A., Jansson, H., Uusi-Kämppä, J., Jansson, H. & Perälä, P. 2008. Phosphorus load from equine critical source areas and its reduction using ferric sulphate. *Boreal Environment research* 13: 265-274.
- Parvage, M., Ulén, B. & Kirchmann, H. 2015. Corrigendum to "A survey of soil phosphorus (P) and nitrogen (N) in Swedish horse paddocks" [*Agric. Ecosyst. Environ.* 178:1–9]. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 201: 101-110.
- Pikkarainen, M. 2005. Hevosten hyvinvointi ja lajinmukainen käyttäytyminen sekä niiden toteutuminen suomalaisilla talleilla. Maaseutuelinkeinojen koulutusohjelman opinnäytetyö Hämeen ammattikorkeakoulu. 41 s.
- Rahn, C. R., Bending, G. D., Turner, M. K. & Lillywhite, R. D. 2003. Management of N mineralization from crop residues of high N content using amendment materials of varying quality. *Soil Use and Management* 19: 193-200.
- Rajan, S. S. S., Perrott, K.W. & Saunders, W.M.H. 1974. Identification of phosphate reactive sites of hydrous alumina from proton consumption during phosphate adsorption at constant pH values. *Journal of Soil Science* 25(4): 438-447.
- Saastamoinen, M., Elstob, T., Keskinen, R., Nikama, J., Myllymäki, M., Palva, R., Särkijärvi, S., Uusi-Kämppä, J. & Virkkunen, E. 2014. Horse Manure – hevosenlannan käsittely ja hyödyntäminen ravinteiden kierrätyksen tehostamiseksi. Loppuraportti 9.12.2014. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus & Työtehoseura. 15 s.
- Suomen Hippos ry. 2016. Hevoskannan kehitys 1910-1916. file:///C:/Users/Admin/AppData/Local/Microsoft/Windows/Temporary%20Internet%20Files/Content.IE5/1QAA6NW2/hevoskannan_kehitys_1910-2016.pdf. Viitattu 5.3.2017.
- Tunesi, S., Poggi, V. & Gessa, C. 1999. Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53: 219-227.
- Uusi-Kämppä, J., Närvänen, A., Kaseva, J. & Jansson, H. 2012. Phosphorus and faecal bacteria in runoff from horse paddocks and their mitigation by the addition of P-sorbing materials. *Agricultural and Food Science* 21: 247-256.

- Viljavuuspalvelu. 2000. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. Viljavuuspalvelu Oy, Mikkeli. 31 s.
- VN 2010. Valtionneuvoston asetus hevosten suojelusta. Asetus 588/2010. Annettu 10.6.2010. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2010/20100588>. Viitattu 5.3.2017.
- VN 2014a. Valtionneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevien päästöjen rajoittamisesta. Asetus 1250/2014. Annettu 18.12.2014. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20141250#a> 15.10.2015-1261. Viitattu 23.6.2017.
- VN 2014b. Valtionneuvoston asetus ympäristönsuojelusta. Asetus 713/2014. Annettu 4.9.2014. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140713>. Viitattu 5.3.2017.
- VNK 2016. Toimintasuunnitelma strategisen hallitusohjelman kärkihankkeiden ja reformien toimeenpanemiseksi 2015-2019; Päivitys 2016. Valtionneuvoston kanslia. Hallituksen julkaisusarja 2/2016. 90 s.
- Williams, D. J. A. & Williams, K. P. 1977. Electrophoresis and zeta potential of kaolinite. *Journal of Colloid and Interface Science* 65 (2): 79-87.
- Yanamadala, V. 2005. Calcium carbonate phosphate binding ion exchange filtration and accelerated denitrification improve public health standards and combat eutrophication in aquatic systems. *Water Environment Research* 77 (7): 3003-3012.
- YM 2003. Hevostallien ympäristönsuojeluohje. Ympäristöministeriö. Ympäristöministeriön moniste 121. 39 s.
- YM 2008. Hevostallityöryhmän raportti. Ympäristöministeriö. 40 s.
- Zhou, Z. & Gunter, W.D. 1992. The nature of the surface charge of kaolinite. *Clays and Clay Minerals* 40 (3): 365-368.
- Zibilske, L. M. 1987. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. *Soil Science* 143: 26-33.